

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

**El efecto del cambio climático sobre
las distribuciones de los bosques
ibéricos: PASADO, PRESENTE y
FUTURO**

Marta Benito Garzón
MEMORIA DE TESIS DOCTORAL

JULIO 2006

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

El efecto del cambio climático sobre las distribuciones de los bosques ibéricos: PASADO, PRESENTE y FUTURO

Memoria para optar al grado de DOCTORA en CIENCIAS

(Sección Biológicas) que presenta:

MARTA BENITO GARZÓN

Este trabajo ha sido dirigido por
HELIOS SAINZ OLLERO
Profesor titular de la U.A.M.

Madrid Julio 2006

ón ón

Índice general

Agradecimientos	1
Introducción	3
Objetivos	9
1. Escenarios climáticos	13
1.1. Escenarios climáticos para el presente	14
1.2. Escenarios climáticos pasados: PMIP	14
1.2.1. Modelos ECHAM3 y UGAMP	15
1.3. Escenarios climáticos futuros: IPCC	16
1.3.1. Líneas evolutivas del IPCC	16
1.3.2. Los escenarios de emisión SRES	17
1.4. Adaptación de los escenarios a la península Ibérica	18
2. Marco geográfico	23
2.1. Introducción	24
2.2. Resolución	24
2.3. Mapas forestales	24
2.4. Las distribuciones de las especies forestales en la península Ibérica	25
3. Los modelos de predicción de hábitat de las especies	27
3.1. Introducción	28
3.2. El marco de modelización	29
3.2.1. Entrenamiento	31
3.2.2. Validación	36
3.2.3. Predicción	37
3.3. Medidas derivadas	37
3.3.1. Tasa de cambio en el tiempo, colonizaciones, extinciones y riqueza	38
3.3.2. Evolución del área de las especies en el tiempo	38
3.3.3. Migración vertical de las especies	39

4. Predicciones de las distribuciones de las especies en el presente	41
4.1. Introducción	42
4.2. Validación	42
4.3. Mapas potenciales de las especies	43
4.4. Comparación entre los modelos: un ejemplo para <i>Pinus sylvestris</i>	50
4.4.1. Caracterización de la distribución actual de <i>Pinus sylvestris</i>	50
4.4.2. Comparación de los resultados producidos por CART, RF y NN	50
4.5. Discusión	54
4.5.1. El área potencial de <i>Pinus sylvestris</i> en el presente prede-	
cida por CART, RF y NN	54
4.5.2. El área potencial de las especies en el presente	55
5. Predicción de las distribuciones en el pasado	59
5.1. Introducción	60
5.2. Validación	61
5.3. Mapas potenciales de las especies en el pasado	61
5.3.1. Bosques de coníferas de montaña (<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Pinus</i>	
<i>uncinata</i> y <i>Abies alba</i>)	71
5.3.2. Bosques europeos planocaducifolios (<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Cas-</i>	
<i>tanea sativa</i> , <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus petraea</i>)	71
5.3.3. Bosques submediterráneos (<i>Quercus pubescens</i> , <i>Quercus</i>	
<i>pyrenaica</i> , <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i> , <i>Quercus fagi-</i>	
<i>nea</i> subsp. <i>broteroi</i> , <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmannii</i> y <i>Juni-</i>	
<i>perus thurifera</i>)	71
5.3.4. Bosques mediterráneos (<i>Quercus suber</i> , <i>Quercus ilex</i> subsp.	
<i>ilex</i> , <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Pinus</i>	
<i>pinaster</i> y <i>Pinus pinea</i>)	71
5.4. Comparación entre los mapas potenciales realizados utilizando los	
modelos ECHAM3 y UGAMP	71
5.5. Detección de refugios	72
5.6. Migración horizontal: evolución de las áreas	73
5.7. Migración vertical	80
5.8. Discusión	88
5.8.1. Limitaciones	88
5.8.2. Efectos del cambio climático en el pasado sobre las distri-	
buciones de las especies	89
5.8.3. Detección de áreas refugio y vías migratorias	90
6. Predicción de las distribuciones de las especies en el futuro bajo	
los supuestos de calentamiento global	93
6.1. Introducción	94
6.2. Validación	95
6.3. Mapas predictivos de las especies generados	95

6.3.1.	Bosques de coníferas de montaña (<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Pinus uncinata</i> y <i>Abies alba</i>).	95
6.3.2.	Bosques europeos planocaducifolios (<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Quercus robur</i> y <i>Castanea sativa</i>).	103
6.3.3.	Bosques submediterráneos (<i>Quercus pubescens</i> , <i>Quercus pyrenaica</i> , <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i> , <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i> , <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i> y <i>Juniperus thurifera</i>).	112
6.3.4.	Bosques mediterráneos (<i>Quercus suber</i> , <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i> , <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Pinus pinaster</i> , <i>Pinus pinea</i>).	125
6.4.	Comparación entre los mapas potenciales generados utilizando los modelos HadCM3 y CSIRO	146
6.5.	Evolución del área: migración horizontal y vertical	148
6.5.1.	Bosques de coníferas de montaña (<i>Pinus sylvestris</i> , <i>Pinus uncinata</i> y <i>Abies alba</i>)	148
6.5.2.	Bosques europeos planocaducifolios (<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Quercus robur</i> y <i>Castanea sativa</i>)	148
6.5.3.	Bosques submediterráneos (<i>Quercus pubescens</i> , <i>Quercus pyrenaica</i> , <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i> , <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i> , <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i> y <i>Juniperus thurifera</i>).	149
6.5.4.	Bosques mediterráneos (<i>Quercus suber</i> , <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i> , <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Pinus pinaster</i> y <i>Pinus pinea</i>)	149
6.6.	Tasa de cambio, Riqueza, Colonización y Extinción	157
6.7.	Discusión	159
6.7.1.	Limitaciones	159
6.7.2.	Efectos del cambio climático futuro sobre las distribuciones de las especies	160
6.7.3.	Evolución del área	163
6.7.4.	Colonizaciones, extinciones, riqueza y tasa de cambio	163
Resumen y conclusiones		165
Summary and conclusions		171
Bibliografía		177
A. Articles		195

Índice de cuadros

1.1. Rangos de las variables climáticas en el presente para península Ibérica interpoladas desde las estaciones climáticas de España y Portugal . . .	15
1.2. Rangos de las variables climáticas adaptadas para la península Ibérica adaptadas del modelo CSIRO-Mk2 para las líneas A1, A2, B1 y B2 . .	19
1.3. Rangos de las variables climáticas adaptadas para la península Ibérica a partir del moedelo HadCM3 para las líneas A1F, A2 y B2	20
1.4. Rangos de las variables climáticas adaptadas para la península Ibérica a partir de los escenarios ECHAM3 y UGAMP del proyecto PMIP . .	21
2.1. Especies modelizadas en esta tesis.	25
3.1. Matriz de confusión.	36
4.1. Valores del entrenamiento de las especies para CART, RF and NN. . .	43
4.2. Área de ocupación real y potencial de las especies en km^2	44
4.3. Valores de las medidas de AUC y Kappa para cada una de las técnicas utilizadas.	51
4.4. Área en km^2 predicha por CART, RF y NN para el presente y área real calculada del Mapa Forestal.	53
5.1. Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el LGM y óptimo climático (para el modelo ECHAM3) y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). %=porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.	67
5.2. Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el LGM y óptimo climático (modelo UGAMP) y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). %=porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.	68

5.3.	Similitud entre los mapas potenciales de las especies generados usando el modelo UGAMP y el modelo ECHAM3, para el último máximo glacial (21000BP) y para el óptimo climático (6000BP).	72
5.4.	Área mantenida, aumentada y reducida calculada en el último máximo glacial (para los modelos ECHAM3 y UGAMP) respecto al área potencial en el presente (ver figura 5.6).	80
6.1.	Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario A2 del CSIRO y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.	138
6.2.	Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario A2 del HadCM3 y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.	139
6.3.	Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario B2 del CSIRO y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.	140
6.4.	Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario B2 del HadCM3 y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.	141
6.5.	Similitud entre los mapas potenciales de las especies generados usando el modelo HadCM3 y el modelo CSIRO, aplicados a los escenarios A2 y B2 en 2020, 2050 y 2080.	146
6.6.	Área mantenida, aumentada y reducida (en kilómetros y en porcentaje) respecto al área potencial en el presente (Cuadro 4.2) de las especies en el escenario A2 para el año 2080. % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.	157

Índice de figuras

3.1.	Marco de modelización utilizado, en el se ven los procesos principales y la dirección que siguen los mismos cuando se desarrolla la modelización	30
3.2.	La figura muestra las tres primeras fases de la partición recursiva realizada por los modelos CART.	32
3.3.	Estructura y activación de una neurona. Donde $u_1...u_n$ representa el número de entradas que activan la red; s_j es la suma de los pesos (aportación de cada entrada a la solución final); $f(s_j)$ es la función de activación del nodo	34
3.4.	Arquitectura Perceptrón Multicapa utilizada en este trabajo.	35
4.1.	Distribuciones reales originales adaptadas del Mapa Forestal Español y del Inventario Forestal Portugués a la izquierda y a la derecha la predicción para cada especie en el presente.	49
4.2.	Área de ocupación <i>Pinus sylvestris</i> en el presente estimada utilizando la metodología CART	51
4.3.	Área de ocupación <i>Pinus sylvestris</i> en el presente estimada siguiendo el algoritmo de RF	52
4.4.	Área de ocupación <i>Pinus sylvestris</i> en el presente estimada predicha mediante NN	53
4.5.	Curva ROC utilizando CART, RF y NN para la predicción del área de distribución de <i>Pinus sylvestris</i> en el presente.	53
5.1.	Mapas de distribución potencial generados para todas las especies en el último máximo glacial (21000BP) y en el óptimo climático (6000BP). En verde se representa la predicción realizada utilizando el modelo UGAMP, y en azul los resultados obtenidos cuando se utilizaba el modelo ECHAM3. En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución	66
5.2.	Áreas de distribución de las especies, en el LGM, óptimo climático y el presente estimadas con el escenario ECHAM3. A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.	69

5.3.	Áreas de distribución de las especies, en el LGM, óptimo climático y presente estimadas con el escenario UGAMP. A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.	70
5.4.	Valores medios del estadístico kappa en las predicciones realizadas por los modelos ECHAM3 y UGAMP para 21000BP y 6000BP.	73
5.5.	Número de especies para cada uno de los escenarios (ECHAM3 y UGAMP) y épocas (LGM y Óptimo Climáticos).	74
5.6.	Evolución del área de las especies en el LGM en los escenarios ECHAM3 y UGAMP. En azul se muestra el área mantenida (que está presente tanto en el LGM como en la actualidad). En verde aparece el área que está predecida como área potencial en el presente pero que no estaba en el LGM. Y en amarillo el área que se modeliza como potencial para el LGM pero no para el presente.	79
5.7.	Movimientos verticales de las especies en relación con el cambio climático. Se muestra la densidad de cada especie frente a la altitud en los mapas potenciales generados para el presente, el LGM y el Óptimo climático. A la derecha se muestran los resultados obtenidos utilizando como predictores las variables derivadas del modelo ECHAM3 y a la izquierda los resultados cuando se utilizaba el modelo UGAMP.	87
6.1.	Predicción de área potencial de <i>Abies alba</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y los escenarios A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	97
6.2.	Predicción de área potencial de <i>Abies alba</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	98
6.3.	Predicción de área potencial de <i>Pinus sylvestris</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	99
6.4.	Predicción de área potencial de <i>Pinus sylvestris</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	100
6.5.	Predicción de área potencial de <i>Pinus uncinata</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	101

6.6.	Predicción de área potencial de <i>Pinus uncinata</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	102
6.7.	Predicción de área potencial de <i>Castanea sativa</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	104
6.8.	Predicción de área potencial de <i>Castanea sativa</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	105
6.9.	Predicción de área potencial de <i>Fagus sylvatica</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	106
6.10.	Predicción de área potencial de <i>Fagus sylvatica</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	107
6.11.	Predicción de área potencial de <i>Quercus petraea</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	108
6.12.	Predicción de área potencial de <i>Quercus petraea</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	109
6.13.	Predicción de área potencial de <i>Quercus robur</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	110
6.14.	Predicción de área potencial de <i>Quercus robur</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	111
6.15.	Predicción de área potencial de <i>Juniperus thurifera</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	113
6.16.	Predicción de área potencial de <i>Juniperus thurifera</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	114

6.17. Predicción de área potencial de <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución. .	115
6.18. Predicción de área potencial de <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución. .	116
6.19. Predicción de área potencial de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	117
6.20. Predicción de área potencial de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	118
6.21. Predicción de área potencial de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	119
6.22. Predicción de área potencial de <i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	120
6.23. Predicción de área potencial de <i>Quercus pubescens</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	121
6.24. Predicción de área potencial de <i>Quercus pubescens</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	122
6.25. Predicción de área potencial de <i>Quercus pyrenaica</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	123
6.26. Predicción de área potencial de <i>Quercus pyrenaica</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	124
6.27. Predicción de área potencial de <i>Pinus halepensis</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	126

6.28. Predicción de área potencial de <i>Pinus halepensis</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	127
6.29. Predicción de área potencial de <i>Pinus pinaster</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	128
6.30. Predicción de área potencial de <i>Pinus pinaster</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	129
6.31. Predicción de área potencial de <i>Pinus pinea</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	130
6.32. Predicción de área potencial de <i>Pinus pinea</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	131
6.33. Predicción de área potencial de <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	132
6.34. Predicción de área potencial de <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	133
6.35. Predicción de área potencial de <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	134
6.36. Predicción de área potencial de <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	135
6.37. Predicción de área potencial de <i>Quercus suber</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	136
6.38. Predicción de área potencial de <i>Quercus suber</i> para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.	137

6.39. Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (A2 CSIRO). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.	142
6.40. Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (A2 HadCM3). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.	143
6.41. Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (B2 CSIRO). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.	144
6.42. Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (B2 HadCM3). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.	145
6.43. Valores medios del estadístico de la kappa (modelos CSIRO y HadCM3) en 2020, 2050 y 2080 en los escenarios A2 y B2	147
6.44. Evolución del área para el año 2080 respecto al presente, en el escenario A2 del CSIRO. En azul se muestra el área que es potencial tanto en el presente como en 2080 (área mantenida). En verde aparece el área que era potencial en el presente pero que no lo es en el futuro (disminución de área, extinciones) y en amarillo el área donde potencialmente podría vivir la especie en el 2080 pero que no es un hábitat potencial en el presente (área expandida, colonizaciones).	152
6.45. Migración vertical debida al efecto del cambio climático. Se muestra para todas las especies la densidad de las mismas frente a la altitud en los mapas potenciales generados para el presente, 2020, 2050 y 2080 del CSIRO A2.	156
6.46. Riqueza en número de especies para el presente y el 2080, colonizaciones y extinciones en el 2080 (número de especies) y tasa de cambio en el 2080 ausumiendo que no existe dispersión y con dispersión universal. .	158

Agradecimientos

Esta tesis ha sido financiada por medio de una beca de Formación de Personal Universitario (FPU) del Ministerio de Educación y Ciencia Español. El desarrollo de la misma además se ha podido realizar dentro del proyecto MARBOCLIM (REN2003-03859) financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología. Tanto la beca de formación como el proyecto de investigación estaban asociados al Departamento de Biología de la Universidad Autónoma de Madrid.

Esta tesis ha sido desarrollada entre la Unidad de Botánica de la Universidad Autónoma de Madrid y el *Istituto per la Ricerca Scientifica e Tecnologica* (ITC-irst) en Trento (Italia), dentro del grupo *Predictive Models for Biological and Environmental Data Analysis*. La discusión de la tesis, su escritura y los artículos que la resumen se llevaron a cabo en el departamento de Biología de la Universidad Autónoma de Madrid. En él debo agradecer a Helios Sáinz que me permitiera desarrollar parte del trabajo que compone esta tesis. Rut Sánchez preparó las distribuciones originales de la tesis y su ayuda ha sido muy importante en la escritura y organización de todos los datos. Así mismo me gustaría agradecerle el apoyo que siempre he encontrado en ella como colega y como amiga durante este trabajo. Al Centro de Computación Científica de la Universidad Autónoma de Madrid le agradezco los primeros pasos en el uso de sistemas Linux y Unix, así como la disponibilidad de las personas que allí trabajan y los recursos que proporciona. Parte del cálculo de la tesis se llevó a cabo utilizando los recursos del Centro de Computación Científica de la UAM.

El desarrollo metodológico y computacional de esta tesis se ha realizado principalmente en el *Istituto per la Ricerca Scientifica e Tecnologica* (ITC-irst) en Trento (Italia), dentro del grupo *Predictive Models for Biological and Environmental Data Analysis*. A Cesare Furlanello, como jefe del grupo le agradezco que me permitiera trabajar utilizando todos los medios del mismo, tanto los tecnológicos como los humanos. A Markus Neteler y Radim Blazek les agradezco todo lo que he aprendido a su lado y la ayuda desinteresada que me prestaron en todo momento. Trabajar y aprender con y de estas personas fue un placer en todo momento. Su ayuda ha sido inestimable tanto para el desarrollo de esta tesis así como para mi formación.

Parte de la ilusión con la que empecé esta tesis y muchas de las ideas se las debo a Javier Maldonado, con el que me hubiera gustado enormemente discutir todos los resultados

Me gustaría hacer una mención especial a tanta gente *anónima* sin cuyas contribuciones esta tesis no hubiera sido posible. Especialmente a todos los desarrolladores de GRASS y R, por el trabajo que llevan a cabo y por la ayuda que brindan constantemente. A los grupos de simulación del clima englobados dentro del proyecto PMIP y del IPCC, que gratuitamente permiten utilizar su trabajo a todas las personas.

A mis compañeros de la unidad de botánica quiero agradecerles el tiempo y la comprensión, y darles las gracias por los buenos momentos, por las carreras y por los baños: Isabel, Rut, Fátima, Graciela, Juancho, Dani, Ángel, Rafa, Belenes, Merce, Lisa etc.

De mis amigos he recibido gran parte de la energía para continuar, los de aquí me han ayudado enormemente en los períodos duros *autónomos*: Laura, Teresa, Isabel, Ana, Raúl, Elena, Aitana, Patricias, Mario, Nuria, María.... y he compartido con ellos los buenos. Y a los de Trento también les agradezco su energía y apoyo: Anna, Giacomo, Eva, Markus, Radim, Daniela, Gabriele, Nicola...y cenas, y escaladas ... y hospitales.

Al Brenta y a los Dolomitas les debo gran parte de la felicidad y de los mejores momentos que he podido disfrutar en estos últimos años. Su belleza ha y su conquista ha sido un estímulo constante durante el tiempo de trabajo.

El apoyo de mi familia ha sido constante, mis padres y mi hermano han estado siempre cerca apoyándome y confiando en mi incondicionalmente. A ellos quiero dedicar especialmente todo este trabajo. Sin ellos la conclusión de esta tesis conservando la salud mental (y física), no hubiera sido posible.

Además de su ayuda con el Latex, a Andrea quiero agradecerle todo este tiempo de comprensión (anni!). Los últimos meses que hemos compartido han sido muy especiales, y de él y de mi familia he recibido el aliento para terminar lo empezado.

Introducción

La biogeografía estudia las distribuciones de los organismos en el espacio y el tiempo. Una de las partes que aborda esta disciplina es el estudio de las áreas potenciales de las especies en relación con el clima. Este área de la biogeografía tiene su interés intrínseco en el conocimiento de la potencialidad climática de las especies. Pero además tiene interés aplicado, para la gestión de espacios naturales y para la conservación principalmente. En los últimos años además, esta disciplina está adquiriendo especial importancia para la predicción de las áreas de distribución de las especies en el futuro, bajo los supuestos de calentamiento global.

El estudio de las áreas potenciales de las especies es una disciplina en la que ha aumentado profusamente el número de trabajos en los últimos años, especialmente los relacionados con el cambio climático esperado para el futuro [1]. Existen indicios de que el cambio climático viene afectando a los organismos y a las especies en los últimos años [2] [3]. Con esta asunción han partido muchos estudios de biogeografía, especialmente los que predicen las distribuciones de las especies en el futuro. Este grupo de estudios que tienen como objetivo conocer los movimientos de las especies en el tiempo bajo los efectos del clima se han abordado principalmente mediante modelización de las áreas de distribución. Cuando se realiza modelización de las especies hay que tener en cuenta algunos puntos importantes [4]. Entre ellos, la escala y la resolución provocan efectos notables en los análisis [5, 6]. En la amplia bibliografía que existe sobre la modelización y la predicción de especies bajo cambio climático se encuentran algunos modelos que han sido implementados a una escala continental [7] [8] [9] [10], mientras que otros se han abordado desde un punto de vista regional [11] [12] [13] [14]. En cuanto a los datos de partida utilizados, dos tipos de datos han sido utilizados en los análisis de modelización de la vegetación: mapas de vegetación provenientes de inventarios forestales y mapas corológicos (atlas corológicos y pliegos de herbario principalmente). Existen algunos ejemplos de uso de mapas forestales en la predicción a 1km de resolución [11] [12] [15] [7], todos ellos desarrollados para alguna región de Estados Unidos. Los mapas potenciales de especies generados en Europa utilizan sistemáticamente el Atlas de Flora Europea [16], a 50km de resolución [17] [10] [9].

La resolución de los datos afecta a la escala de modelización. Especialmente, cuando se modelizan supuestos de cambio climático es importante analizar los resultados que se obtienen a distintas escalas. Tanto las aproximaciones continentales como las regionales son necesarias en la valoración del efecto del cambio climático sobre las distribuciones de las especies. Algunos autores han puesto de manifiesto las deficiencias encontradas en los modelos realizados a escala europea en la predicción sobre las áreas mediterráneas, donde se encuentran especies cuya distribución muchas veces queda restringida al sur de Europa [17]. Esta tesis pretende cubrir parte de este vacío estudiando a una escala regional una península mediterránea.

Para poder estudiar los movimientos de las especies en el futuro en relación al cambio climático, es importante conocer los movimientos de las especies du-

rante el pasado [18]. Este acercamiento permite identificar zonas que pudieron servir de refugios durante las glaciaciones, así como posibles rutas migratorias. El estudio de los patrones de distribución de las especies en el pasado es una disciplina en la que también ha habido importantes aportaciones en las últimas décadas [19]. Los modelos de vegetación que se han realizado para el pasado se han desarrollado principalmente a una escala continental o mundial, partiendo de reconstrucciones climáticas inferidas por análisis polínicos [20] [21] [22]. El principal proyecto desarrollado en este marco ha sido el BIOME 6000, que analiza las distribuciones de los biomas zonales (definidos como "grandes tipos de vegetación a escala regional") tanto para el último máximo glacial (21000BP) como para el óptimo climático (6000BP) [20]. Con este trabajo se intentaba modelizar los tipos biológicos que existían en el planeta, basándose en datos provenientes de yacimientos polínicos. Esta reconstrucción para ambos periodos ha sido de gran importancia para la reconstrucción global de los tipos vegetales en el pasado. Sin embargo, a un nivel regional presenta algunas carencias, ya que no es capaz de detectar refugios o microtendencias. Además de esta carencia a nivel regional, estos análisis presentan dos inconvenientes: que interpolan a partir de yacimientos polínicos, cuando en algunas regiones (como sucede para algunas áreas mediterráneas) existen muy pocos yacimientos que no reflejan la variación climática de una región. Y una segunda desventaja derivada del hecho de que utilizan los datos polínicos para inferir el clima y desde ahí reconstruyen los biomas pasados.

La cuenca mediterránea está incluida dentro de las áreas que se pueden ver intensamente afectadas por el cambio climático y ha sido propuesta como una zona prioritaria para el estudio de los posibles efectos que el cambio climático pueda tener sobre los sistemas naturales [23]. La vulnerabilidad de esta región ha sido detectada también cuando se modelizaba vegetación a una escala europea [24].

Las técnicas de predicción con las que se aborda el estudio de la potencialidad son dispares, y no existe unanimidad sobre que técnica utilizar para según que tipo de análisis. Encontrándose además, que los resultados obtenidos en las predicciones varían considerablemente según se utilicen unas u otras técnicas de predicción [25] [26] [27].

En este trabajo se aborda la predicción de las áreas de las especies forestales para la Península Ibérica. Se realiza una predicción de área de las especies tanto para el pasado como para el futuro utilizando tres técnicas de predicción englobadas dentro de las técnicas de aprendizaje automático de datos. Entre el conjunto de estas técnicas se eligió por un lado la más sencilla, los árboles de clasificación y regresión. Aumentando en complejidad en el uso de árboles de clasificación y regresión se eligió una segunda técnica, el algoritmo de random forest, que utiliza un conjunto de árboles para la predicción. Y por último, se utilizaron redes neuronales que suponían mayor encriptamiento del proceso de predicción respecto a las otras dos.

Los datos climáticos que se utilizan provienen tanto para el futuro como para

el pasado de modelos de circulación atmosférica, constituyendo para el pasado el primer estudio que utiliza estos datos para la predicción.

Todo el estudio se organiza en un marco computacional eficaz que ha permitido la predicción sistemática de las áreas de distribución de las especies y en el cual se ha podido trabajar a 1km de resolución para toda la península Ibérica, aumentando mucho el detalle respecto a los estudios que hasta ahora se habían diseñado. El marco computacional está desarrollado enteramente utilizando software libre, GRASS [28] [29] para el análisis geográfico y R [30] para el análisis estadístico. Ambos se pueden conectar mediante la interfaz *GRASS/R* [31]. El cálculo se ha realizado principalmente en el ITC-isrt (Instituto per la Ricerca Scientifica e Tecnologica, Trento, Italia) [32], y una parte en el Centro de Computación Científica de la Univeridad Autónoma de Madrid [33].

En esta tesis se presentan por primera vez para la península Ibérica las áreas potenciales de las especies bajo el cambio climático estimado para el futuro bajo calentamiento global. Este trabajo además constituye el primer estudio realizado para el pasado utilizando modelos de circulación atmosférica independientes de reconstrucciones polínicas. También por primera vez se presenta un estudio para un área geográfica tan grande realizado a 1km de resolución.

Esta tesis se organiza en 6 capítulos más unas conclusiones generales comunes a todos ellos

- los tres primeros están dedicados a la metodología.
 - En el capítulo 1 se explican los escenarios climáticos del presente, pasado y futuro que constituyen los datos de partida
 - En el capítulo 2 se encuadra el marco geográfico en el que se ha trabajado, y se detallan las distribuciones originales de las especies.
 - El capítulo 3 presenta el diseño del marco de computación y modelización desarrollado para la predicción de especies.
- los siguientes capítulos presentan los resultados y discusión obtenidos para el presente, pasado y futuro
 - En el capítulo 4 se presentan los mapas de distribuciones obtenidos para todas las especies en el presente. Se añade un ejemplo para *Pinus sylvestris* en el cual se comparan los resultados obtenidos por todas las técnicas predictivas
 - El capítulo 5 presenta las distribuciones predichas para el pasado, para el LGM y el óptimo climático utilizando dos modelos de circulación atmosférica. Se comparan y discuten los resultados obtenidos por estos dos modelos de circulación atmosférica, el ECHAM3 y UGAMP.
 - El capítulo 6 muestra las distribuciones obtenidas para el futuro para todas las líneas evolutivas descritas por el IPCC: A1, A2, B1 y B2. Además evalúa y cuantifica los efectos del cambio climático sobre las

distribuciones de las especies. Se discuten y comparan los resultados obtenidos utilizando los modelos de circulación atmosférica HadCM3 y CSIRO.

Objetivos

Objetivo general

Esta tesis presenta como objetivo general la estimación del efecto del cambio climático en el presente, pasado y futuro sobre las áreas de distribución de los principales bosques ibéricos.

Para ello, el problema se aborda a través de distintos objetivos específicos además de los metodológicos.

Objetivos específicos

El estudio del cambio climático sobre las distribuciones de las especies y sus consecuencias se ha abordado subdividiendo temporalmente los objetivos: predicciones para el presente, pasado y futuro.

- Conocer las áreas potenciales de los bosques ibéricos en la actualidad.
- Conocer las áreas potenciales de las especies en el pasado, en los dos eventos que han determinado la distribución actual de las especies: el último máximo glacial (LGM) y la posterior recuperación del óptimo climático (6000BP)
- Detección de áreas refugio para el momento más crítico para la vegetación, el LGM.
- Evaluar y cuantificar los efectos del cambio climático asociados al calentamiento global sobre las distribuciones de las especies.

Objetivos metodológicos

Los objetivos metodológicos abordan por una parte el problema de las incertidumbres derivadas de los modelos de circulación atmosférica y por otra el marco de modelización que se diseñó para todo el proceso de la predicción implicado en la tesis.

- Evaluar la eficacia de los modelos de circulación atmosférica (GCM) para la predicción de especies en el pasado.
- Creación de un marco de computación eficaz para la predicción de especies.
- Evaluar tres técnicas de aprendizaje automático (árboles de regresión y clasificación, el algoritmo de random forest y redes neuronales) para la predicción de especies.

Capítulo 1

Escenarios climáticos

En este capítulo se describen los escenarios climáticos que se han utilizado para la predicción en el marco de este trabajo. Estos escenarios abarcan desde el último máximo glacial hasta las predicciones para el 2080-2100 bajo las estimaciones de calentamiento climático global. Para la estimación de las variables ambientales en el presente se ha realizado un escenario propio interpolando los datos de las estaciones climáticas disponibles para la península Ibérica. Para el futuro y el pasado se han utilizado los resultados de simulaciones climáticas provenientes de modelos generales de circulación atmosférica (GCM) producidas previamente por diversos grupos de simulación del clima. Los datos del pasado provienen del proyecto PMIP (Paleoclimate Modelling Intercomparison Project) [34], un proyecto internacional donde diversos grupos modelizan el clima del pasado. Los datos climáticos del futuro provienen del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), e incluyen los distintos supuestos de cambio climático predichos por este instituto [35]. En este capítulo se presentan los resultados de la adaptación de los escenarios climáticos originales anteriormente citados al marco de la península Ibérica, que serán siempre los que se utilicen en este trabajo.

Los escenarios utilizados en este trabajo son fundamentalmente climáticos, si bien se han complementado, dada la resolución detallada de trabajo (1 km), con dos variables fisiográficas. Estas variables topográficas son la primera y segunda derivadas del modelo digital del terreno SRTM V1 DEM (Shuttle Radar Topographic Mission [36], a una resolución original de 3 arco segundos). Estos mapas se generaron aplicando el modulo *r.slope.aspect* de GRASS [28]. Las variables climáticas utilizadas fueron las medias de las temperaturas de primavera, verano, otoño e invierno, la precipitación de primavera, verano, otoño e invierno, la precipitación anual total, la temperatura media anual, la temperatura media de las mínimas del mes más frío y la temperatura media de las máximas del mes más cálido. Las variables climáticas fueron interpoladas por medio de superficies de tendencia (*trend surfaces*) [37]. Este método ajusta los valores mediante una función polinómica que pasa lo más cerca posible de los puntos originales pero procurando la máxima suavidad [38]. Se usaron un total de 14 variables ambientales en la construcción de los escenarios climáticos que se explican en este capítulo.

1.1. Escenarios climáticos para el presente

Los escenarios climáticos generados para el presente fueron interpolados para España a partir de la Caracterización Agronómica de las provincias españolas [39], que cubre un periodo desde 1974 hasta 1990 con 2605 estaciones climáticas. La caracterización climática de Portugal se tomó de la AGRIBASE [40] que proporciona una serie de 21 años de 60 estaciones climáticas. Los datos de las estaciones climáticas fueron interpolados para toda la Península por medio de superficies de tendencia [37]. Los resultados de los rangos de las variables para la Península se exponen en el cuadro 1.1.

1.2. Escenarios climáticos pasados: PMIP

Para la modelización de los escenarios del pasado se tomaron GCM generados en el marco del proyecto PMIP (Paleoclimate Modelling Intercomparison Project) [34] [41], donde 18 grupos modelizan para el LGM y para la recuperación climática que se produjo en el 6000BP (*Mid-Holocene*). Dentro de este proyecto internacional se han producido 20 modelos atmosféricos distintos (bmrc2, ccc2.0, ccm1.3, ccsr1, climber, cnrm-2, csiro, echam3, gen1, gen2, gfdl, giss-iip, llmnh1, lmcclmd4.5, mri2, msu, ugamp, usic11, ukmo y yonu) generados por distintos grupos de investigación con el objetivo de comparar las distintas simulaciones producidas usando los mismos datos de partida para generarlos. En este proyecto se han modelizado dos de los eventos más importantes: el último máximo glacial (LGM) producido hace aproximadamente 21000 años (21000BP) y la recuperación climática producida hace aproximadamente 6000 años (6000BP). Los modelos generados dentro del marco PMIP en general para el LGM pre-

VARIABLES AMBIENTALES		PRESENTE
Paut	Precipitación otoño	0 898.63
Pspr	Precipitación primavera	0 797.76
Psum	Precipitación verano	0 463.91
Pwin	Precipitación invierno	0 1441.42
Ptot	Precipitación total anual	0 3385
Tmaut	Temperatura media otoño	0 20.71
Tmspr	Temperatura media primavera	0 19.50
Tmsum	Temperatura media verano	0 50.78
Tmwin	Temperatura media invierno	0 14.52
Tmmin	Temperatura media de las mínimas	-7.57 10.90
Tmmax	Temperatura media de las máximas	0 39.92
Tmed	Temperatura media anual	0 20.512
DEM	Altitud	0 3146
slope	Pendiente	0 35.19
aspect	Orientación	0 360

Cuadro 1.1: Rangos de las variables climáticas en el presente para península Ibérica interpoladas desde las estaciones climáticas de España y Portugal

sentan condiciones de mayor humedad y temperaturas más elevadas que las reconstrucciones paleoclimáticas realizadas por *reconstrucción de análogos* [42]. De entre los modelos generados en el marco del proyecto PMIP, para esta tesis se eligieron el ECHAM3 (Max-Planck Institute fuer Meteorologie Model) y el UGAMP (The UK Universities' Global Atmospheric Modelling Programme) porque habían producido GCM para ambos eventos. Se han utilizado dos GCM distintos siguiendo varias recomendaciones [43] [44] de usar más de un modelo, dada la incertidumbre de los mismos y las diferencias encontradas entre modelos [45]. Además se tomó en cuenta que el nivel del mar en el LGM era considerablemente diverso que en el presente. Para hacer la representación cartográfica del nivel del mar en la península Ibérica para esta época se utilizó un modelo de topografía desarrollado para el periodo glacial [46] [47].

1.2.1. Modelos ECHAM3 y UGAMP

Tanto el modelo ECHAM3 como el UGAMP cubren los periodos del 21000BP y 6000BP y están realizados siguiendo las pautas del proyecto PMIP. Estos modelos están descritos detalladamente en varios trabajos [41][48][49]. Ambos modelos presentan dos variantes según se hayan generado fijando la temperatura superficial del mar (son los *fix sea surface temperature models*), o calculando la temperatura superficial del mar (*slab ocean models*). En esta tesis se han utilizado los GCM que mantienen fija la temperatura superficial. Las descripciones

detalladas de ambos modelos están explicadas en [41][48][49].

La resolución original a la que ambos están generados es una resolución T42 espectral triangular, que corresponde a una red gaussiana de 128 x 64 puntos, que sería equivalente a 2.8 x 2.8 grados en latitud-longitud. Ambos modelos están descritos para el LGM y para el 6000BP [50] [51] [52].

El LGM constituyó el máximo enfriamiento reconocido en el último periodo glaciario, que además coincidió con un aumento en la sequedad [53], en los modelos PMIP se obtiene un enfriamiento mayor para la tierra que para los océanos. El modelo UGAMP estima una disminución de la temperatura media anual para este periodo de entre 3.7 y 4.2° C [51] y el modelo ECHAM3 de unos 4.2°C [54]. En el periodo 6000BP, también conocido como mid-Holocene se produce una recuperación climática, que se ha llamado tradicionalmente el óptimo climático postglacial [53].

1.3. Escenarios climáticos futuros: IPCC

La incertidumbre del cambio climático y el calentamiento global ha llevado a la formación del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) [35]. Este grupo de trabajo ha organizado el efecto del cambio climático en distintos *escenarios*, que dependen de la evolución principalmente socioeconómica con la que se desarrollará el planeta en el futuro. Con este fin se han desarrollado cuatro líneas evolutivas diferentes, que representan distintos modelos de desarrollo [55]. Cada una de estas líneas evolutivas se ha dividido a su vez en familias donde cada una puede integrar varios escenarios. Usando diversos supuestos según cada línea y familia evolutiva se generan los escenarios climáticos cuya representación geográfica son AOCGM (*Coupled ocean-atmospheric global circulation models*). Estos modelos de circulación atmosférica están generados por distintos grupos de simulación de clima, muchos de los cuales realizan también simulaciones de clima para el pasado dentro de proyecto PMIP (ver secc. 1.2).

1.3.1. Líneas evolutivas del IPCC

El IPCC define cuatro líneas evolutivas que constituyen a su vez cuatro familias de escenarios: A1, A2, B1 y B2. Todas ellas poseen la misma incertidumbre en sus predicciones para el futuro, y por tanto es recomendable usar el mayor número posible de ellas cuando se quiere evaluar el efecto del cambio climático sobre una región.

Línea A1

Esta línea presupone un aumento rápido de la población mundial, con un pico de crecimiento en el 2050 y una posterior disminución de la misma. Dentro de esta familia existen tres grupos en función del uso de la energía [55]:

A1F1 Utilización intensiva de combustibles de origen fósil.

A1T Utilización de fuentes de energía no provenientes de origen fósil.

A1B Utilización equilibrada de todo tipo de fuentes de energía.

Línea A2

Esta línea prevee un crecimiento continuo de la población, con un crecimiento económico y un cambio tecnológico más fragmentados y lentos que en otras líneas evolutivas.

Línea B1

En esta línea el crecimiento de la población mundial se describe igual que en la línea A1, con un pico hacia la mitad de siglo y una disminución posterior. En esta línea se prevee una utilización menos intensiva de los materiales y una introducción de energías limpias con un aprovechamiento eficaz de los recursos.

Línea B2

Esta línea representa soluciones locales a la sostenibilidad económica, social y ambiental. El crecimiento de la población se prevé constante pero a un ritmo menor que el descrito por la línea A2. Este grupo de escenarios se centran en la protección del medio ambiente y la igualdad social pero desarrollados a un nivel local.

1.3.2. Los escenarios de emisión SRES

Los escenarios de emisión SRES (*Socio-Economic Scenarios and Data*) son proyecciones geográficas basadas en las líneas evolutivas definidas previamente (ver secc. 1.3.1). En la actualidad 7 grupos (CCSR/NIES, CGCM2, CSIRO-Mk2, ECHAM4, GFDL-R30, HadCM3) han generado los mismos escenarios, si bien no todos cubren todas las líneas evolutivas. En este trabajo entre los escenarios citados se seleccionaron aquellos que cubrían todas las líneas evolutivas o gran parte de ellas, así como los que habían modelizado las variables ambientales que se eligieron para el trabajo como predictores para modelizar la vegetación.

Escenarios GCM CSIRO-Mk2

El grupo de escenarios CSIRO-Mk2 (CSIRO Atmospheric Research Mark2b climate model) [56] incluyen varios submodelos de circulación atmosférica, oceánica y biosférica [57]. El modelo tiene una resolución espectral R21 que corresponde aproximadamente a 5.6 x 3.2 grados en latitud-longitud.

Escenarios HadCM3

El grupo de escenarios HadCM3 (Hadley Center) [58] [59] tiene una resolución espacial de 2.5 x 3.75 grados en latitud-longitud, que representa una resolución espacial de 96 x 73 celdas, comparable a una resolución espectral de T42 [60].

1.4. Adaptación de los escenarios a la península Ibérica

Existen ya algunos modelos regionales realizados por equipos que simulan clima en el futuro para la cuenca mediterránea [61], que hubieran sido más precisos para un estudio regional como el que se presenta en esta tesis, pero no correspondían a todos los escenarios climáticos ni a la escala de trabajo utilizada aquí. Se optó por adaptar los escenarios originales generados por el IPCC y por el PMIP a la península Ibérica. Como se ha descrito previamente (ver secc. 1.2.1 y 1.3.2) los GCM originales que se han utilizado presentan resoluciones que no son aplicables para una región como es la península Ibérica. Por ello en este trabajo se han adaptado dichas simulaciones originales para generar modelos regionales para el área de estudio. Dentro de los métodos recomendados para hacer *downscaling* (adaptación de los datos a resoluciones más detalladas) por el IPCC [62], en este trabajo se eligió una interpolación simple por superficies de tendencia [37] de las anomalías climáticas de cada escenario respecto al presente. Los rangos de las variables climáticas adaptadas para la península Ibérica se exponen en el cuadro 1.4 para los escenarios pasados y en los cuadros 1.3 y 1.2 para el futuro.

CSIRO			
	2020	2050	2080
A1			
Paut	0 900.56	0.51 913.03	0 918.72
Pspr	0 796.97	0 792.17	0 765.96
Psum	0 453.81	0 441.12	0 430.14
Pwin	0 1459.86	0 1445.59	8.65 1523.78
Ptot	0 3397.79	0 3385.13	0 3435.01
Tmaut	1.21 22.27	2.18 23.57	3.21 24.74
Tmspr	0.88 20.62	1.94 21.70	2.92 22.85
Tmwin	-2.08 15.80	-0.85 16.81	0.30 18.06
Tmsum	1.09 41.42	2.04 42.76	3.04 43.78
Tmmin	-7.15 11.85	-5.22 13.01	-4.27 14.10
Tmmax	1.36 41.42	2.42 42.76	3.52 43.78
Tmed	1.13 21.76	2.06 22.83	3.07 23.99
A2			

CSIRO			
	2020	2050	2080
Paut	2.12 919.86	1.22 908.77	0 905.64
Pspr	0 780.75	0 806.64	0 784.82
Psum	0 475.11	0 435.48	0 415.87
Pwin	0 1442.69	16.32 1486.56	0 1498.88
Ptot	0 3398.93	13.59 3432.59	0 3414.45
Tmaut	1.06 22.02	1.97 23.17	3.21 24.97
Tmspr	0.99 20.59	1.79 21.49	2.91 23.01
Tmwin	-2.28 15.61	-1.04 16.68	0.50 18.11
Tmsum	0.96 41.39	1.89 42.62	3.08 44.72
Tmmin	-6.47 11.63	-5.83 12.57	-4.09 14.39
Tmmax	1.20 41.39	2.28 42.62	3.62 44.72
Tmed	1.02 21.62	1.92 22.63	3.08 24.11
B1			
Paut	6.62 931.85	0 894.24	0 907.95
Pspr	0 778.37	0 787.30	0 782.80
Psum	0 461.89	0 446.33	0 444.41
Pwin	0 1431.55	0 1457.24	6.72 1476.04
Ptot	0 3383.11	0 3369.22	0 3404.26
Tmaut	1.16 22.20	1.80 23.09	2.49 23.97
Tmspr	1.10 20.78	1.48 21.85	2.26 22.14
Tmwin	-2.10 15.82	-1.75 16.34	-0.60 17.22
Tmsum	1.21 41.52	1.61 42.48	2.34 43.31
Tmmin	-6.36 11.69	-5.84 12.41	-5.35 13.06
Tmmax	1.27 41.52	2.16 42.48	2.83 43.31
Tmed	1.17 21.85	1.62 22.40	2.36 23.24
B2			
Paut	0 890.28	0 887.52	0 897.13
Pspr	0 789.39	0 796.19	0 810.13
Psum	0 452.38	0 451.89	0 427.17
Pwin	0 1445.00	14.87 1478.17	0 1500.84
Ptot	0 3361.23	0 3400.21	0 3440.43
Tmaut	1.25 22.31	1.94 23.10	2.60 24.01
Tmspr	0.98 20.61	1.71 21.49	2.38 22.29
Tmwin	-2.27 15.73	-1.26 16.55	-0.18 17.40
Tmsum	1.08 41.52	1.81 42.52	2.47 43.89
Tmmin	-7.36 11.40	-5.30 12.57	-4.83 13.58
Tmmax	1.34 41.52	2.14 42.52	2.86 43.89
Tmed	1.12 21.76	1.84 22.57	2.5 23.38

Cuadro 1.2: Rangos de las variables climáticas adaptadas para la península Ibérica adaptadas del modelo CSIRO-Mk2 para las líneas A1, A2, B1 y B2

HADCM3			
	2020	2050	2080
	A1F		
Paut	0 860.58	0 859.60	0 836.16
Pspr	744.42	10 725.64	0 711.40
Psum	0 446.88	0 430.60	0 408.44
Pwin	0 1437.35	0 1448.97	0 1473.80
Ptot	0 3275.80	0 3256.19	0 2233.81
Tmaut	0.56 21.96	1.61 24.17	3.10 26.93
Tmspr	0.43 20.72	1.11 22.44	2.23 25.21
Tmwin	-2.28 15.54	-1.33 16.51	0.52 18.29
Tmsum	0.72 44.39	1.48 46.76	3.11 41.95
Tmmin	-7.12 11.38	-6.02 12.46	-4.22 14.03
Tmmax	0.91 44.39	1.85 46.76	3.42 51.82
Tmed	0.52 22.07	1.36 24.00	2.68 26.68
	A2		
Paut	0 889.13	0 847.17	0 868.91
Pspr	0 760.16	0 719.71	0 737.55
Psum	0 447.27	0 430.67	0 422.11
Pwin	0 1205.37	0 1453.41	0 1484.34
Ptot	0 3285.41	0 3242.72	0 3307.15
Tmaut	0.27 21.58	1.32 23.55	2.26 25.31
Tmspr	0.15 20.58	0.84 21.63	1.67 23.50
Tmwin	-3.24 14.87	-1.54 16.59	-0.46 17.53
Tmsum	0.26 41.95	1.21 46.27	2.03 49.31
Tmmin	-7.60 10.86	-7.26 10.53	-4.99 13.21
Tmmax	0.37 41.95	1.54 46.27	2.5 49.31
Tmed	0.18 21.49	1.09 23.38	1.94 25.10
	B2		
Paut	0 876.28	0 885.07	0 867.45
Pspr	0 800.11	0 765.72	0 800.60
Psum	0 443.25	0 443.41	0 422.79
Pwin	0 1447.34	0 1486.21	0 1509.77
Ptot	0 3366.57	0 3368	0 3403.26
Tmaut	0.42 22.10	0.93 23.23	1.44 24.39
Tmspr	0.23 20.76	0.52 21.26	0.96 22.59
Tmwin	-2.55 15.38	-1.73 16.25	-1.07 16.84
Tmsum	0.37 43.10	0.75 45.94	1.35 47.39
Tmmin	-7.04 11.32	-6.76 12.04	-5.98 12.72
Tmmax	0.49 43.10	0.98 45.94	1.54 47.39
Tmed	0.31 21.91	0.72 23.05	1.19 24.05

Cuadro 1.3: Rangos de las variables climáticas adaptadas para la península Ibérica a partir del modelo HadCM3 para las líneas A1F, A2 y B2

	21000BP		6000BP	
	ECHAM3	UGAMP	ECHAM3	UGAMP
Paut	0 773.11	0 765.71	0 858.14	0 0851.49
Pspr	0 731.60	0 673.95	0 768.78	7.20 813.49
Psum	0 359.20	0 397.78	0 437.24	0 428.47
Pwin	0 1410.30	0 1224.62	0 1345.25	7.92 1384.01
Ptot	0 3124.23	0 2884.88	0 3182.59	3.16 3278.85
Tmaut	-5.55 17.02	-4.92 17.55	0.40 20.82	-0.23 20.73
Tmspr	-4.96 16.98	-6.13 16.46	0.05 18.57	-1.09 17.98
Tmsum	-6.23 36.03	-5.38 35.94	0.77 39.73	1.42 39.33
Tmwin	-8.99 10.91	-11.94 9.49	-1.94 13.10	-3.17 12.73
Tmmin	-13.68 7.33	-13.26 7.87	-6.18 10.73	7.05 10.65
Tmmax	-5.52 36.03	-6.50 35.94	0.36 39.73	0.02 39.33
Tmed	-5.52 17.25	-6.50 17.15	0.35 20.60	-0.02 20.27

Cuadro 1.4: Rangos de las variables climáticas adaptadas para la península Ibérica a partir de los escenarios ECHAM3 y UGAMP del proyecto PMIP

Capítulo 2

Marco geográfico

Esta tesis se desarrolla en el marco geográfico de la península Ibérica (España y Portugal), uno de los *hot-spot* de biodiversidad europeos. Se trabaja a una escala de resolución detallada de 1km de malla. Se modelizan un total de 19 especies forestales. Los mapas de distribución de las mismas provienen del más reciente Mapa Forestal Español y de la última revisión del Inventario Forestal Portugués.

2.1. Introducción

La mayor diversidad europea está concentrada en la región mediterránea [63]. Y dentro de ella, la península Ibérica constituye un *hot-spot* de biodiversidad [64] [65]. Su variada topografía y climatología le hacen albergar distintas especies, que muchas veces llegan a la Península en sus límites de distribución. En el pasado constituyó un área refugio de especies en los periodos más fríos cuaternarios [66] y en el futuro se espera que se vea gravemente afectada por el impacto del cambio climático [23].

Por tanto, se convierte en una región óptima para estudiar los efectos del cambio climático sobre las distribuciones de las especies. En el pasado, para aportar mayor conocimiento a las distribuciones y movimientos de las especies. En el presente, para conocer las áreas potenciales de las especies y para aplicar los conocimientos a la conservación y gestión. En el futuro, su interés radica en conocer que especies y en que regiones serán más vulnerables a los efectos del cambio climático.

Es de esperar, además, que otras penínsulas mediterráneas que tuvieron papeles similares en el pasado y que se verán también afectadas por los efectos del cambio climático presenten movimientos de especies similares a los que se presentan en este trabajo.

2.2. Resolución

Una de las innovaciones que presenta este trabajo es la resolución de 1km para un área extensa de predicción. En total constituyen 585700 km^2 para España y Portugal. Se utilizó una resolución tan detallada para poder detectar con precisión las áreas sobre las que se predecía. Debido a la gran heterogeneidad geográfica, climática y topográfica de la Península, es importante utilizar resoluciones detalladas que permitan detectar las variaciones locales.

2.3. Mapas forestales

Se eligió utilizar distribuciones de bosques porque era una manera de asegurar que se hacía una predicción sobre una cuadrícula que estuviera cubierta de la especie, asegurando así mayor precisión en la predicción. En muchos trabajos [9] [10] se ha utilizado para la predicción la presencia de una especie en una cuadrícula determinada (de 10 ó 50 km principalmente) lo que disminuye considerablemente la precisión en la predicción.

Para ello se tuvieron que utilizar las distribuciones de las especies provenientes de los mapas forestales disponibles. En España existen dos mapas forestales, uno publicado en el año 1966 [67] (escala 1:400.000) y otro publicado en el 2003 [68] (escala 1:200.000). En este trabajo se utilizó el último por ser el más actual y porque las diferencias entre ambos son patentes [69]. La distribución de las

especies en Portugal fue tomada del la tercera revisión (2001) del Inventario Forestal Nacional [70] (escala 1:1.000.000).

En el estudio se incluyeron en principio 21 especies, de las cuales hubo que eliminar posteriormente dos (*Abies pinsapo* y *Quercus canariensis*) por presentar muy pocos puntos de presencia de las mismas. Finalmente, por tanto, se modelizó la distribución de 19 especies (Tabla 2.1).

Especies
<i>Abies alba</i>
<i>Castanea sativa</i>
<i>Fagus sylvatica</i>
<i>Juniperus thurifera</i>
<i>Pinus halepensis</i>
<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>
<i>Pinus pinaster</i>
<i>Pinus pinea</i>
<i>Pinus sylvestris</i>
<i>Pinus uncinata</i>
<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>
<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i>
<i>Quercus pubescens</i>
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i>
<i>Quercus petraea</i>
<i>Quercus pyrenaica</i>
<i>Quercus robur</i>
<i>Quercus suber</i>

Cuadro 2.1: Especies modelizadas en esta tesis.

2.4. Las distribuciones de las especies forestales en la península Ibérica

Las especies seleccionadas pretenden ser representativas del paisaje ibérico. El paisaje forestal de la Península difiere de una región a otra. En el norte, en algunos casos alcanzando las montañas del centro peninsular, aparecen varias especies de bosques planocaducifolios europeos: *Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Quercus petraea* y *Quercus robur*. Algunas de estas especies se encuentran en su límite suroccidental de distribución en la Península (*Quercus petraea*, *Quercus robur*). A estas latitudes, estas especies dependen principalmente de la disponibilidad de agua. En las montañas del norte y centro peninsular se dan las formaciones de coníferas de montaña (*Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Abies alba*). En el sur, y alcanzando el centro y todo el este peninsular habitan las espe-

cies típicamente mediterráneas (*Pinus pinaster*, *Pinus pinea*, *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Quercus suber*). Entre los bosques planocaducifolios de coníferas y los bosques mediterraneos se delimita la franja que corresponde a los bosques submediterráneos (*Juniperus thurifera*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus pubescens*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi* y *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*). Estos bosques constituyen la transición entre los bosques mediterráneos y los bosques noreuropeos planocaducifolios. Muchas de estas especies han desarrollado estrategias de marcescencia y normalmente presentan un alto grado de endemidad.

Toda esta diversidad forestal queda recogida en este trabajo para determinar el posible efecto que tendrá el cambio climático sobre el paisaje forestal.

Capítulo 3

Los modelos de predicción de hábitat de las especies

En este capítulo se describe el marco de computación y modelización diseñado para esta tesis, donde se desarrollan todos los modelos predictivos. Este marco de modelización está diseñado utilizando tres técnicas de aprendizaje automático de datos (*machine learning*): árboles de regresión y clasificación, el algoritmo de random forest y redes neuronales. El marco se subdivide en tres partes principales: entrenamiento, validación y predicción. La validación se realiza de forma independiente con un subconjunto de datos que no ha sido utilizado previamente para el entrenamiento. Se entrena utilizando las tres técnicas predictivas, y entre ellas se elige la más precisa en términos del área bajo la curva (*area under the curve*). Una vez elegido y validado independientemente el mejor modelo para cada una de las especies se continúa el resto del proceso, prediciendo el área de ocupación de la especie para cada escenario.

Este marco de computación ha sido completamente diseñado con software libre, principalmente GRASS para el análisis geográfico y R para el análisis estadístico de los datos. Además de algunas capacidades del sistema operativo linux.

Se ha diseñado originalmente para poder ser utilizado con cualquier conjunto de datos y en cualquier región y resolución geográfica, por lo que puede presentarse como una potente herramienta para la predicción de la distribución de las especies.

3.1. Introducción

El estudio de las distribuciones potenciales de las especies es una disciplina que ha despertado gran interés entre los investigadores, debido en parte a la dificultad que presenta en áreas tan modificadas como Europa. Los modelos de predicción de hábitat constituyen una valiosa herramienta para la toma de decisiones en el marco de la biología aplicada. En las últimas décadas los modelos de predicción de hábitat han adquirido especial interés en el estudio del posible efecto del cambio climático sobre las distribuciones de las especies [17] [9] [10]. Como resultado del creciente interés en la modelización de las distribuciones de las especies, el número de técnicas predictivas ha ido aumentando y mejorando en los últimos años (para una revisión consultar Guisan y Zimmerman [71]). Gracias a este esfuerzo, ahora se encuentran disponibles muchas técnicas predictivas diversas. Entre ellas, los modelos estadísticos clásicos como la regresión lineal [72], modelos lineares generalizados [73], modelos aditivos generalizados [74] [75] y GRASP (análisis de regresión generalizada y predicción espacial) [76] han sido profusamente utilizados. Otro grupo de estrategias predictivas ampliamente utilizadas están basadas en la delimitación de un hiperespacio diseñado con variables ecogeográficas. Algunos de los modelos más utilizados dentro de este grupo son BIOCLIM [77] [78], HABITAT [79], DOMAIN [80] y ENFA [81]. Otro grupo de modelos son los que utilizan inferencia bayesiana para la predicción [82] [83]. Además de estos grupos existen otros muchos, entre ellos se destacan algunos que se usan para problemas específicos como la falta de datos de ausencia de las especies [25] [81] [84] [85], o el uso de datos fitosociológicos [86].

En los últimos años, se han desarrollado especialmente los modelos que utilizan aprendizaje automático de datos (*machine learning*), disciplina que comprende un amplio grupo de técnicas no-paramétricas capaces de realizar funciones de clasificación o regresión aprendiendo a partir de un conjunto de datos dado para el entrenamiento. Las técnicas de aprendizaje automático presentan algunas ventajas respecto a los métodos estadísticos clásicos: son capaces de utilizar las relaciones complejas que existen entre los predictores y dan buenos resultados cuando se trabaja con grandes cantidades de datos. Además no necesitan asumir normalidad en los datos de partida y pueden procesar datos ruidosos [87]. Las técnicas con estas características han demostrado su poder de predicción aplicadas a las distribuciones de especies bajo cambio climático en otros trabajos [88]. Las primeras técnicas de aprendizaje automático de datos que se utilizaron para la predicción de especies fueron los árboles de clasificación y regresión [89] [90] [91] [92] [93], basadas en variantes de la clásica partición recursiva utilizada por los modelos CART [94]. Más tarde apareció el uso de redes neuronales para la predicción de especies [95] [9] [96] [97], obteniendo modelos que son superposiciones complejas de funciones sigmoidales [98]. Recientemente se han incorporado también los algoritmos genéticos a la predicción de especies [99] [100] [101] [102], que están basados en modelos genéticos y evolucionistas

[103].

En la práctica, se ha comprobado que los distintos métodos de predicción no producen las mismas áreas de distribución cuando se aplican al mismo conjunto de datos de partida [25] [26] [27]. Por lo tanto conviene utilizar varios modelos predictivos cuando se quieren predecir áreas potenciales, especialmente si se utilizan distintas especies, con áreas dispares. Si el estudio se realiza con resolución detallada, con muchas especies e incorporando varias técnicas de modelización, puede ser computacionalmente muy costoso. Esto hace que sea importante el diseño de un marco de computación-modelización eficaz.

3.2. El marco de modelización

La creación de un marco de computación eficaz ha sido indispensable para modelizar la cantidad de datos de que se disponía al trabajar para toda la península Ibérica a 1km de resolución, utilizar 26 escenarios climáticos y técnicas de aprendizaje automático de datos. El programa consta de varios de subprogramas unidos mediante un *Makefile*. Los subprogramas son de diversas categorías y lenguajes, van desde *shell* en los casos más sencillos, *perl* para el ajuste de algunos datos (de los escenarios climáticos originales) a formatos de GRASS, *batch scripts* de R etc. Los principales programas que se han usado para el diseño han sido GRASS [28] para el análisis geográfico y R [30] para el análisis matemático de los datos.

El marco de modelización está dividido en fases que se siguen de forma secuencial para cada especie (Figura 3.1). Una vez definida la región geográfica en la que se va a trabajar se procede a subdividir de forma aleatoria el total del conjunto de datos. El primer subconjunto (1/3 del total) se utiliza para la validación o evaluación de los datos en la fase de validación y selección del modelo. El segundo subconjunto (2/3 de los datos originales) se utiliza para entrenar el conjunto de datos en la fase de entrenamiento. Finalmente se aplica el conjunto total de los datos para la predicción final.

El modelo ha sido diseñado utilizando técnicas de *machine learning* porque el enorme conjunto de datos de que se disponía hacía posible su uso. El poder de estas técnicas radica en que son capaces de detectar y utilizar las relaciones complejas no lineales que puedan existir entre los predictores y que no necesitan asumir la normalidad de los datos de partida [87]. Dentro del conjunto de técnicas de aprendizaje automático que existen, en este trabajo se eligieron los árboles de clasificación y regresión debido a que, dentro de este grupo de técnicas resultan las más sencillas de entender y de interpretar [89]. El algoritmo de random forest se eligió porque presenta una notable mejora a las anteriores, al utilizar varios árboles de clasificación y regresión en la predicción [104]. Este algoritmo ha sido usado por primera vez para la predicción de especies simultáneamente en el marco de computación de este trabajo [105] y en otro trabajo de predicción de especies bajo cambio climático en Estados Unidos [106]. Las redes neuronales

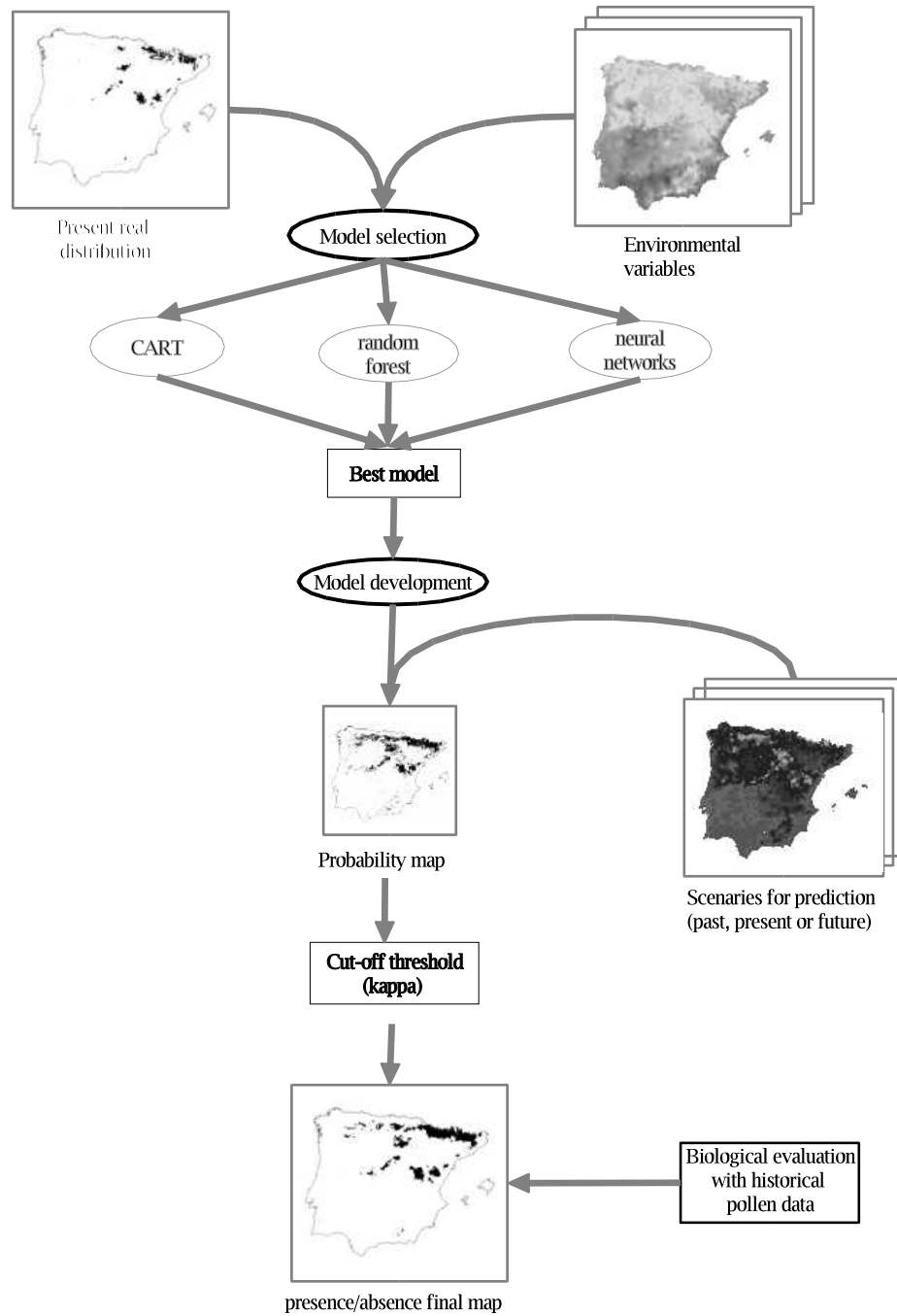


Figura 3.1: Marco de modelización utilizado, en el se ven los procesos principales y la dirección que siguen los mismos cuando se desarrolla la modelización

se eligieron por su buen funcionamiento en la predicción de hábitat derivado de algunos trabajos en la literatura [9] [96] [10].

El marco computacional fue diseñado para esta tesis originariamente pero puede adaptarse a cualquier región geográfica y puede ser usado para predecir otras especies a otras resoluciones. Un marco de modelización similar ha sido diseñado también para el contexto europeo [10]. El marco aquí diseñado presenta además la ventaja de estar construido enteramente con software gratuito, por lo que es accesible a cualquiera que desee utilizarlo o reproducirlo.

3.2.1. Entrenamiento

El primer paso en la modelización es el entrenamiento de los datos con las distintas técnicas. Esta fase se lleva a cabo utilizando el subconjunto de datos de la entrenamieneto. La optimización de cada una de las técnicas predictivas se lleva a cabo por medio del ajuste de sus hiperparámetros. A continuación se detallan las tres técnicas en la forma en que han sido utilizadas en este trabajo con sus hiperparámetros de ajuste.

Árboles de clasificación y regresión

Los árboles de decisión fueron descritos inicialmente por Breiman, Friedman, Olshen y Stone [94], y han sido profusamente usados en los últimos años debido especialmente a su sencillez [89]. En este trabajo se usan siguiendo la metodología descrita por Breiman [94] (CART), implementada en la librería *rpart* [107] de R [30]. Los árboles de clasificación y regresión están basados en una partición binaria recursiva del espacio (Figura 3.2) que en su desarrollo define una estructura tipo árbol, donde se definen nodos y hojas. Cada nodo está asociado a divisiones del conjunto de datos original en función de una variable [108], y cada hoja se refiere a una decisión para cada una de las clases definidas.

En este trabajo se han seguido dos pasos básicos para la construcción del árbol, primero se ha maximizado el crecimiento del árbol, lo cual provoca un sobreajuste de los datos al modelo, para posteriormente *podarlo*. Aunque existen varias técnicas de podado, aquí se ha utilizado la técnica de *costo-complejidad*, en la cual se llega a un compromiso entre la precisión del modelo y el tamaño del árbol. La complejidad del árbol generado viene definida por el número de hojas que posee. La medida de costo-complejidad para cualquier árbol T y cualquier $\alpha (\alpha \geq 0)$ viene definida por

$$R\alpha(T) = Re(T) + \alpha n(T) \quad (3.1)$$

donde $Re(T)$ es una estima del error de clasificación y n es el número de nodos terminales de T . Es decir $R\alpha(T)$ es una combinación lineal del árbol y de su complejidad. Cuando $\alpha = 0$ se obtiene el mayor árbol posible y cuando $T = \alpha$ se obtiene un árbol con un sólo nodo. El árbol óptimo podado será el que minize $R\alpha(T)$.

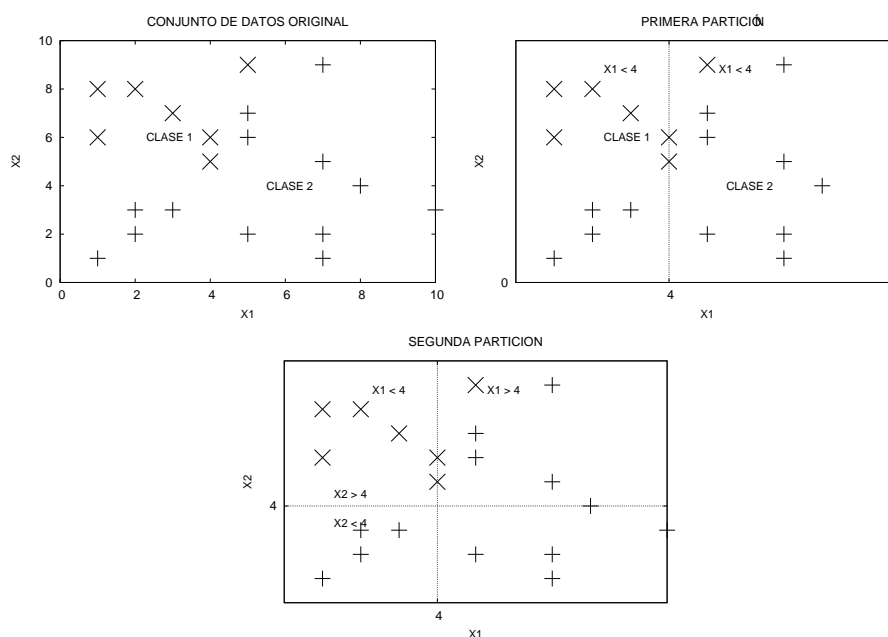


Figura 3.2: La figura muestra las tres primeras fases de la partición recursiva realizada por los modelos CART.

Esta técnica resulta sencilla como se ha mencionado anteriormente, pero presenta el inconveniente de que en ocasiones sobreajusta el modelo a los datos de entrenamiento. Cuando se comparaban los resultados obtenidos por CART para la predicción con los resultados obtenidos por otras técnicas predictivas, CART demostraba menor poder predictivo que las demás [109] [110] [10] [111] [27]. Asumiendo desde el principio este menor poder predictivo de los CART, se incluyeron dentro del marco computacional para poder comparar sus resultados con otras técnicas más precisas, especialmente con el algoritmo de random forest, al ser este una combinación de árboles de clasificación y regresión.

El algoritmo de random forest

El algoritmo de random forest (RF) fue descrito por Breiman [104] por primera vez en 2001, y supone una mejora sobre los árboles de clasificación y regresión. Perteneció a un grupo de técnicas que predicen o clasifican utilizando grupos de árboles de clasificación y regresión con el objetivo de eliminar el sobreajuste a los datos y mejorar la precisión de los modelos. Otras técnicas desarrolladas anteriormente que utilizan grupos de árboles de regresión y clasificación son el *boosting* [112] y *bagging* [113] de árboles de clasificación y regresión. El programa original de random forest fue desarrollado por Leo Breiman y Adele Curtler [114]. Posteriormente se han desarrollado aplicaciones para distintos programas estadísticos que ya lo incorporan. En este trabajo se ha utilizado la librería

randomForest [115] de R.

El algoritmo de random forest simplemente implementa una combinación automática de árboles de clasificación y regresión [104]. Los árboles que se utilizan están completamente *crecidos*. Como sucede con el *bagging*, el modelo se obtiene a base de combinar varios modelos que están entrenados en distintos subconjuntos que se han tomado mediante *bootstrap*. Sólo uno de los subconjuntos de todas las variables disponibles se usa para producir la división de las variables en cada nodo. Esta característica alivia el problema de la correlación entre variables porque se pueden extraer en veces distintas, contribuyendo así al modelo final que se crea.

El algoritmo de random forest se puede explicar en tres pasos [115]:

1. Se toman n conjuntos de árboles (*ntree*) en *bootstrap*¹ de los datos originales de partida.
2. Para cada uno de los conjuntos de árboles tomados en *bootstrap* se crece un árbol de clasificación y regresión. La división entre nodos se hace tomando aleatoriamente el número deseado de variables en cada división (a este parámetro se le denomina *mtry*). Se alcanzaría el *bagging* cuando el número de árboles de clasificación y regresión que se usen (*mtry*) sea igual al número de variables utilizadas como predictores.
3. La predicción posterior del algoritmo viene dada por la media (para el caso de la regresión) o la mayoría (para la clasificación) del número total de árboles que se hayan utilizado.

Una de las ventajas del algoritmo es que resulta muy estable y sólo presenta un hiperparámetro que puede ser ajustado, el número de variables usadas aleatoriamente en cada división (*mtry*). Cuando se usa el algoritmo para regresión el valor recomendado de *mtry* es el número de predictores dividido entre tres [115], pero conviene optimizar el modelo probando varios valores de *mtry*, como se hizo en este trabajo.

Aunque el algoritmo no es tan intuitivo como los CART si que incorpora algunas medidas que facilitan la interpretación de los resultados, como el gráfico de la importancia de las variables (*Variable Importance Plot*), donde se ordenan de mayor a menor importancia la intervención de los predictores en el modelo. La medida de la importancia de las variables viene derivada de la contribución acumulada de cada variable a lo largo de los nodos de todos los árboles que se han producido [114]. El algoritmo también incluye la computación de una estima de error denominada OOB (*out of bag*), que se calcula para cada árbol con los datos que quedan fuera del correspondiente subconjunto tomado por *bootstrap*, y después se pondera [114]. Cuando el algoritmo se usa en regresión, el error

¹ *BOOTSTRAP* consiste en replicar la totalidad de los experimentos de clasificación un número elevado de veces y estimar la solución usando el conjunto de dichos experimentos [116]

estimado de RF se ha probado que es siempre menor que el error producido por un árbol sencillo [104] [115]. En problemas de regresión la medida del error viene definida como

$$MSE_{OOB} = n^{-1} \sum_1^n (y_i - (y_i)^{OOB})^2 \quad (3.2)$$

donde y_i^{OOB} es la media de los predictores OOB.

Si bien es un algoritmo relativamente nuevo, RF se ha aplicado ya en distintos contextos, en el marco de la predicción y clasificación espacial ha proporcionado resultados satisfactorios en varios trabajos [117] [118]. Algunos de los problemas que se están ahora estudiando se refieren a un posible sobreajuste de datos. Mientras que en algunos trabajos se ha comprobado que no se produce sobreajuste del conjunto de datos [104] se ha encontrado un trabajo reciente en el que se afirma que se produce sobreajuste al crecer completamente el conjunto de datos [119].

Redes Neuronales

Las redes neuronales (NN) representan una aproximación distinta de las dos anteriores para la predicción. Pertenecen a un grupo de técnicas que se han incluido tradicionalmente dentro de la *Inteligencia Artificial*. Aunque son técnicas que se han desarrollado hace bastante tiempo (el primer intento de modelizar una neurona fue llevado a cabo por McCulloch y Pits en 1943 [120]) en la predicción espacial se han usado solo desde hace algunas décadas.

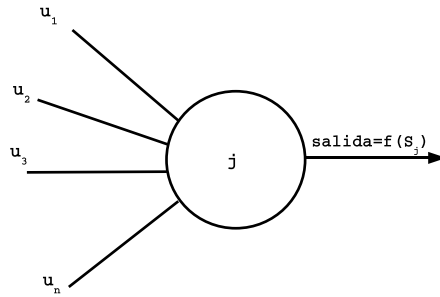
Los elementos básicos de una NN son los *nodos* o *neuronas*, que se pueden organizar en diversas estructuras determinando así la arquitectura de la NN. La estructura básica de un nodo se puede apreciar en la figura 3.3.

En este trabajo la arquitectura de la NN ha sido un perceptrón multicapa (*Multilayer Perceptron*, MLP) con un algoritmo de retropropagación de errores (*backpropagation*, BP). Esta estructura ha sido ampliamente utilizada para la predicción [95] [9] [96]. Dentro de la arquitectura MLP se diferenciaron tres capas: una de entrada, otra oculta y otra de salida (Figura 3.4). El número de neuronas en la capa oculta se utilizó como parámetro de ajuste de la red neuronal, variándolo desde 10 hasta 100 neuronas.

La idea básica del funcionamiento del algoritmo BP en el entrenamiento es que la red da una respuesta incorrecta, entonces los pesos que conectan neuronas son corregidos hasta que se obtenga una respuesta satisfactoria, definida mediante una función de error obtenida en un primer entrenamiento.

Pasos que sigue el algoritmo BP (adaptado de [98] [95])

1. Iniciar la red estableciendo los distintos pesos y umbrales



$$S_j = \sum w_{ij}u_j \quad (3.3)$$

Figura 3.3: Estructura y activación de una neurona. Donde $u_1...u_n$ representa el número de entradas que activan la red; s_j es la suma de los pesos (aportación de cada entrada a la solución final); $f(s_j)$ es la función de activación del nodo

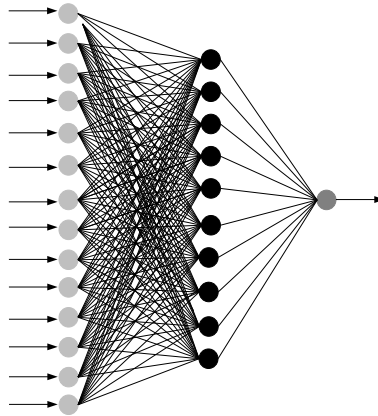


Figura 3.4: Arquitectura Perceptrón Multicapa utilizada en este trabajo.

2. Presentar el subconjunto de datos de entrenamiento
3. Propagar los datos de entrada a través de la red para obtener unos datos de salida mediante una función de activación. La función de activación de entrada es una función sigmoideal (logística) (3.4) mientras que la función de salida es una función lineal. Se eligieron estas dos funciones porque generalmente proporcionan buenas aproximaciones [108].

$$f(a_j) = \frac{1}{1 + e^{-a_j}} \quad (3.4)$$

4. Calcular el error de retropropagación (3.5) entre la respuesta deseada y la estimada

$$E^n = \frac{1}{2} \sum_{k=1}^c (y_k - t_k)^2 \quad (3.5)$$

donde y_k es la respuesta estimada en el nodo k y t_k es la respuesta deseada en el mismo nodo.

5. Propagar hacia atrás la señal de error a través de la red
6. Ajustar los pesos para minimizar el error total actualizando pesos y umbrales
7. repetir los pasos 2 a 7 tantas veces como sea necesario, hasta que se encuentre un buen ajuste entre los datos utilizados en el aprendizaje y los datos predichos por la red

Para detener la red en el punto de máxima generalización pero sin que se produjera sobreajuste de los datos se utilizó *cross-validation*, es decir validar y entrenar al mismo tiempo para poder detener la red en el momento óptimo antes de que se produzca el sobreajuste [98].

3.2.2. Validación

Después de haber desarrollado los tres modelos con el subconjunto dedicado al entrenamiento, se deben validar de forma independiente los modelos (con el subconjunto de datos dedicado a la validación o evaluación de los modelos). Para ello se utilizó la medida del AUC (Area Under the Curve) estimada bajo la curva ROC (*Receiver Operating Characteristics Curve*). Tanto ROC como AUC son medidas independientes del umbral de corte y basadas en una matriz de confusión [121] [122] [100] [123]. En una matriz de confusión se definen los valores estimados por la predicción como verdaderos positivos (TP), los falsos positivos (FP), falsos negativos (FN) y los verdaderos negativos (TN) (3.1)

	valores reales	
	+	-
valores predichos	+ TP FP	- FN TN

Cuadro 3.1: Matriz de confusión.

De donde se derivan las medidas de *sensibilidad*

$$Sensitivity = \frac{TP}{FN + TP} \quad (3.6)$$

y *especificidad*

$$Specificity = \frac{TN}{TN + FP} \quad (3.7)$$

Dado un modelo $M(h)$ y un hiperparámetro h , los puntos de la curva ROC quedan definidos, para los distintos valores de h , entre un eje que contenga los valores de *sensibilidad* (3.6) y otro que represente los valores de $1 - especificidad$ (3.7). El AUC es la medida del área debajo de esta curva así definida, oscilando entre valores de 0.5 a un máximo valor de 1, que representaría la mayor exactitud alcanzable.

3.2.3. Predicción

Una vez que se ha elegido y optimizado la técnica más precisa para una especie y que esta ha sido validada, se procede a predecir sobre el conjunto total de los datos originales. El resultado final es un mapa de probabilidades de aparición de la especie para cada escenario.

Para facilitar la interpretación de los resultados posteriormente se transforman los mapas de probabilidad en mapas de presencia y ausencia de la especie. Existen muchos métodos estadísticos para realizar esta transformación [121] [122] [124], todos ellos basados en la matriz de confusión anteriormente descrita (Cuadro 3.1). Los más usados son: *sensitivity*, *specificity*, *odds ratio*, *kappa*, *overall prediction success* y *normalised mutual information statistics*.

Tomando la tabla de confusión (Cuadro 3.1) el estadístico *kappa* viene definido como:

$$kappa = \frac{(TP + TN) - \frac{((TP+FN)(TP+FP)+(FP+TN)(FN+TN))}{n}}{n - \frac{((TP+FN)(TP+FP)+(FP+TN)(FN+TN))}{n}} \quad (3.8)$$

En este trabajo se han generado los mapas binarios maximizando el estadístico *kappa* [125]. El estadístico *kappa* es una medida de similitud entre los datos estimados y los reales. Los valores de *kappa* van desde el 0 al 1. Valores por debajo de 0.4 representan bajo grado de similitud, de 0.4 a 0.55 aceptable, entre 0.55 y 0.70 bueno, de 0.70 a 0.85 muy bueno y por encima de 0.85 excelente [125].

3.3. Medidas derivadas

Utilizando los mapas de presencia y ausencia generados dentro del marco de computación se derivaron nuevas medidas que ayudaran a interpretar todos los resultados. A continuación se presentan estas medidas.

3.3.1. Tasa de cambio en el tiempo, colonizaciones, extinciones y riqueza

Para la evaluación de los cambios que se producen en la composición de las comunidades en el tiempo, una de las medidas que se utiliza más comúnmente es el *turnover* (tasa de cambio en el tiempo) espacial [126]. El *turnover* puede ser medido de maneras diferentes pero siempre debe ser alto cuando la proporción de especies compartidas entre dos áreas es pequeña, y la proporción de pérdida y ganancia de especies desde un área a la otra es similar [127].

En este estudio se utilizaron las medidas de *turnover*, extinciones locales, colonizaciones y riqueza para evaluar los cambios que se producían en cada uno de los escenarios respecto al presente. Estas medidas se aplicaron a los escenarios de cambio climático de futuro. Las medidas fueron definidas para este trabajo como [99] [128]:

Riqueza (R) está definida como la suma de las especies encontradas por píxel

Extinciones Locales (LE) la suma del área reducida de cada especie por píxel desde el escenario de aplicación respecto al presente

Colonizaciones (C) la suma del área incrementada de cada especie por píxel desde el escenario de aplicación respecto al presente

Turnover (TO) viene definida en función de las LE y C para cada especie, dependiendo del escenario y de las asunciones de dispersión que se tengan en cuenta. En este trabajo se asumieron dos escenarios extremos de dispersión: que no exista dispersión y que exista dispersión universal.

Turnover asumiendo que no existe dispersión se considera que en el escenario futuro correspondiente las especies podrán sólo ocupar los lugares en los cuales el área se ha mantenido desde el presente

$$TN_{no} = 100 \frac{LE}{R} \quad (3.9)$$

Turnover asumiendo dispersión universal se considera que las especies podrán ocupar en el escenario futuro correspondiente el área que ya ocupaban en el presente además de el área nueva colonizada en el futuro

$$TN_{disp} = 100 \frac{C + LE}{R + C} \quad (3.10)$$

3.3.2. Evolución del área de las especies en el tiempo

Usando las medidas generadas en el marco de modelización de las predicciones de hábitat para cada especie, se cuantifica el mantenimiento, incremento o reducción del área de los bosques para un escenario determinado en relación a

su area potencial para el presente. El área mantenida se define como el área presente en el escenario concreto donde se esté midiendo y también en el presente. El incremento de área es el área que aparece en el escenario concreto pero que no se presenta como un área potencial para el presente. El área reducida es el área que aunque aparece como área potencial en el presente no es estimada como área potencial para el escenario concreto donde se aplica (se puede definir también como una extinción local).

3.3.3. Migración vertical de las especies

Usando los datos de presencia potencial de las especies en los distintos escenarios se generaron histogramas en función de la altitud. En estos histogramas se recoge la migración en altitud que sufren las especies en los distintos escenarios climáticos respecto al presente.

Capítulo 4

Predicciones de las distribuciones de las especies en el presente

En este capítulo se muestran los resultados obtenidos por el marco predictivo para el presente. Esto incluye principalmente los mapas potenciales de las especies en la actualidad y los mapas de vegetación real. Como la validación de todo el marco de modelización se realiza para los resultados en el presente, se incluyen los valores de la validación, estimados por medio del AUC. El mismo valor de área bajo la curva se utiliza para discriminar entre los tres modelos.

En segundo lugar, y con el objetivo de comparar entre las distintas técnicas que se han utilizado, se modeliza con las tres técnicas *Pinus sylvestris*, y se presentan los mapas potenciales que se obtienen mediante las tres técnicas.

Los resultados muestran siempre el algoritmo de random forest como la técnica más precisa (estimada mediante el AUC). Cuando se aplican todas ellas para el ejemplo de *Pinus sylvestris* se encuentra que además los resultados proporcionados por random forest son más precisos desde el punto de vista botánico.

4.1. Introducción

La predicción obtenida para el presente es esencial para entender y conocer el valor de los modelos predictivos en otros escenarios climáticos. El objetivo de este capítulo pues no es otro que el de validar los modelos de predicción utilizados en los dos capítulos sucesivos. Sin embargo, los mapas potenciales de las distribuciones de las especies en el presente que se han obtenido aquí tienen valor por sí mismos para conocer la potencialidad de los bosques en la actualidad en la península Ibérica y justifican la existencia de este capítulo. Además, este estudio constituye la primera aproximación a la predicción de las distribuciones de las especies forestales en el presente para toda la península Ibérica.

Aunque la predicción de áreas de las especies es una disciplina en la que se ha trabajado profusamente en las últimas décadas, no existen muchos trabajos que se hayan ocupado de la predicción de áreas potenciales de la vegetación en la península Ibérica. Existen trabajos previos que o bien están realizados intuitivamente por expertos [129] o bien son trabajos parciales que no abarcan el conjunto geográfico peninsular. Para toda España existe un trabajo que aborda las distribuciones de los bosques y su potencialidad en el presente [130]. Para España se han publicado también las distribuciones potenciales de *Quercus ilex* y *Quercus suber* a 10 km de resolución [96]. Además existen algunos trabajos regionales, para Cataluña se han generado mapas de vegetación potencial a 1km de resolución utilizando el Inventario Forestal Catalán [131] [26]. Existe otro trabajo regional que predice las distribuciones de *Quercus faginea* y *Quercus pyrenaica* en Castilla y León [132]. Otras aproximaciones regionales se han realizado sectorialmente para el noroeste peninsular [133] y para una parte del Sistema Central [134].

4.2. Validación

Los modelos son validados utilizando el escenario del presente, por ello se incluyen en este capítulo los resultados de las validaciones de los modelos. El valor del área bajo la curva (AUC) obtenido por las distintas técnicas siempre presenta valores altos, mayores de 0.81. Aunque los resultados obtenidos mediante las tres técnicas eran siempre altos, los mayores valores los daba siempre el algoritmo de random forest (Cuadro 4.1). Con este algoritmo se obtenían siempre valores por encima de 0.932. Con los árboles de clasificación y regresión se obtuvieron valores que oscilaban entre 0.81 y 0.96, siendo además los valores menores de AUC de entre las tres técnicas. Los valores obtenidos cuando se utilizaban redes neuronales se encuentran entre 0.82 y 0.97.

TIPO DE BOSQUE	ESPECIE	AUC		
		CART	NN	RF
Coníferas de montaña	<i>Abies alba</i>	0.94	0.97	0.99
	<i>Pinus sylvestris</i>	0.92	0.94	0.98

TIPO DE BOSQUE	ESPECIE	AUC		
		CART	NN	RF
Bosques planocaducifolios	<i>Pinus uncinata</i>	0.96	0.98	0.99
	<i>Castanea sativa</i>	0.87	0.88	0.97
	<i>Fagus sylvatica</i>	0.92	0.94	0.98
	<i>Quercus petraea</i>	0.93	0.94	0.98
	<i>Quercus robur</i>	0.89	0.91	0.96
Bosques submediterráneos	<i>Juniperus thurifera</i>	0.94	0.92	0.98
	<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	0.91	0.92	0.98
	<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	0.86	0.84	0.96
	<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	0.83	0.86	0.95
	<i>Quercus pubescens</i>	0.98	0.97	0.99
	<i>Quercus pyrenaica</i>	0.84	0.88	0.95
Bosques mediterráneos	<i>Pinus halepensis</i>	0.86	0.91	0.96
	<i>Pinus pinaster</i>	0.88	0.89	0.96
	<i>Pinus pinea</i>	0.83	0.83	0.96
	<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	0.81	0.82	0.93
	<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	0.93	0.95	0.99
	<i>Quercus suber</i>	0.88	0.90	0.97

Cuadro 4.1: Valores del entrenamiento de las especies para CART, RF and NN.

4.3. Mapas potenciales de las especies

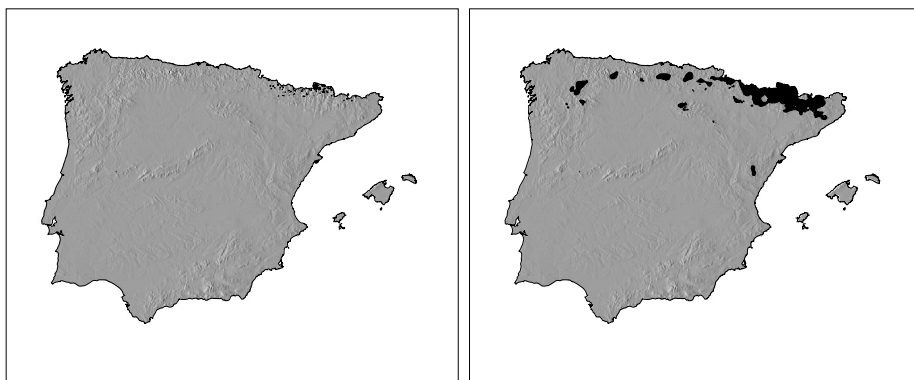
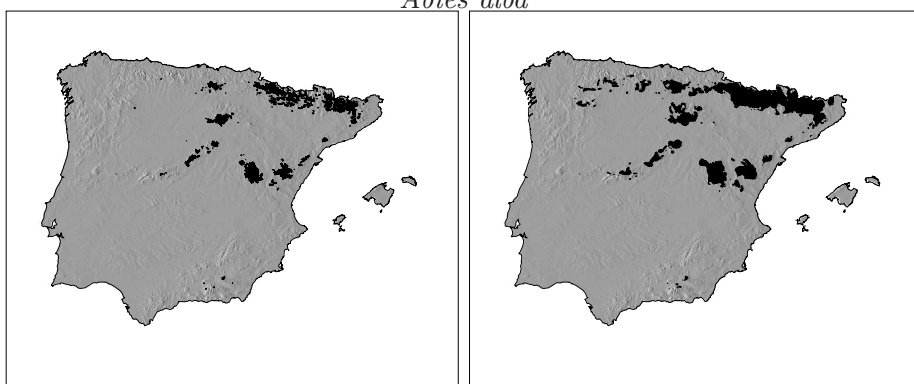
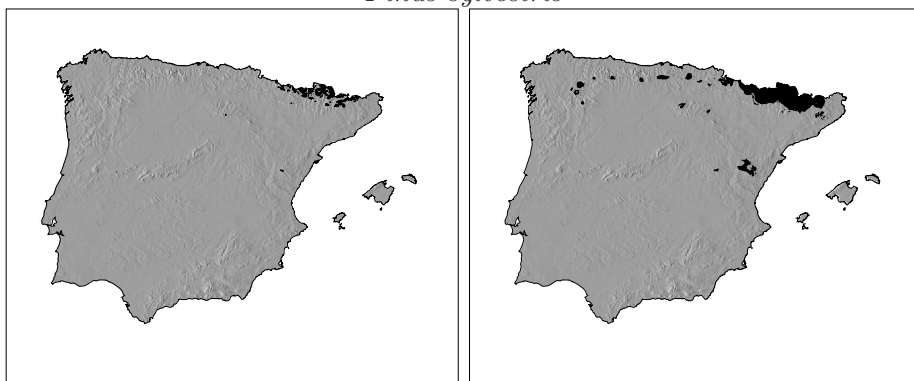
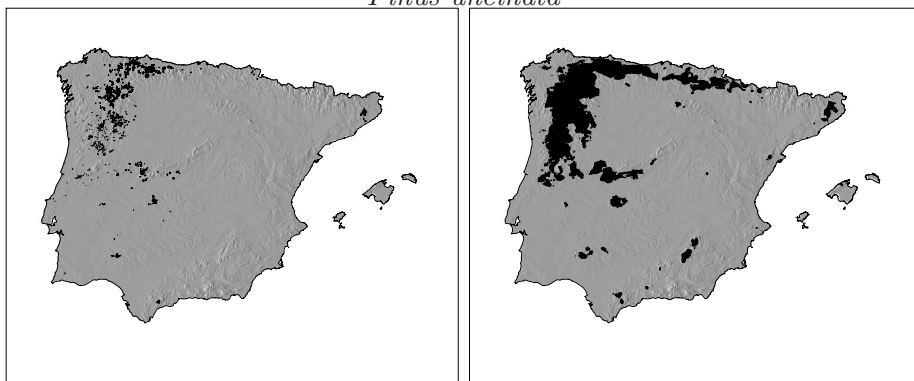
El valor obtenido por medio del AUC (Cuadro 4.1) servía no sólo para validar el modelo sino también para discernir entre los tres modelos generados por el marco de computación. Los valores del estadístico *kappa* oscilaron alrededor de 0.7, con un valor mínimo de 0.5. Así pues, para cada especie se genera un mapa potencial de presencia/ausencia de las especies (Figura 4.1).

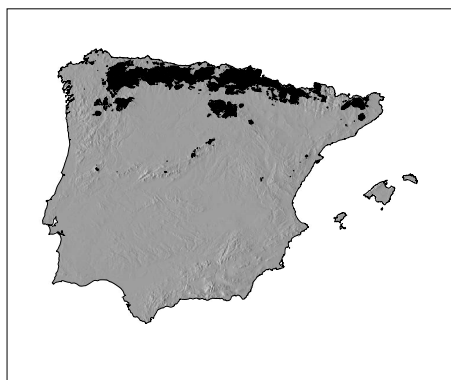
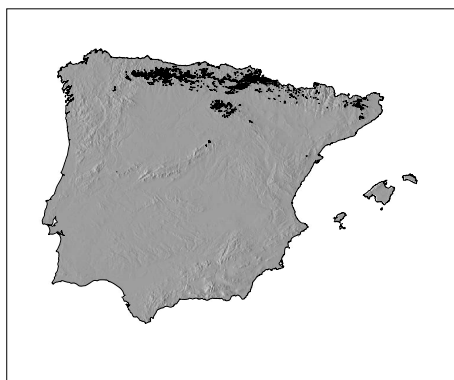
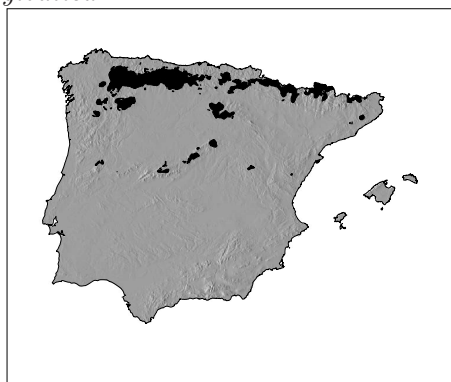
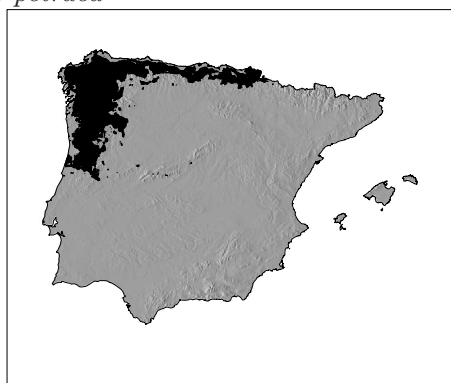
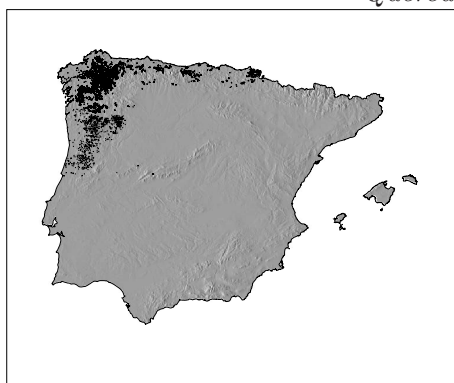
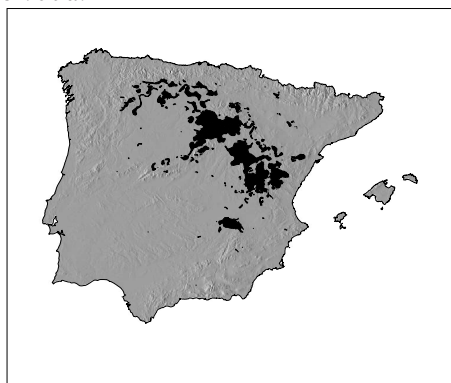
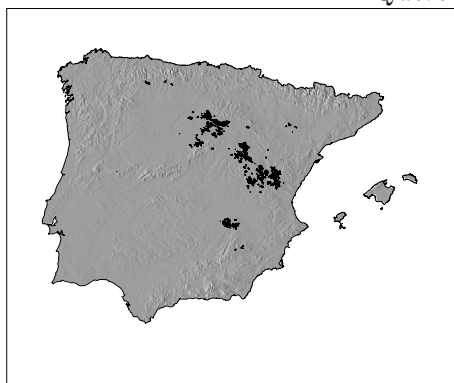
Posteriormente a la generación de los mapas potenciales de presencia y ausencia de las especies se ha calculado el área de ocupación tanto potencial como real de las mismas en el presente (Cuadro 4.2). Este valor servirá posteriormente para evaluar los aumentos y disminuciones de áreas de las especies respecto al presente en los escenarios de cambio climático que se exponen en los siguientes capítulos.

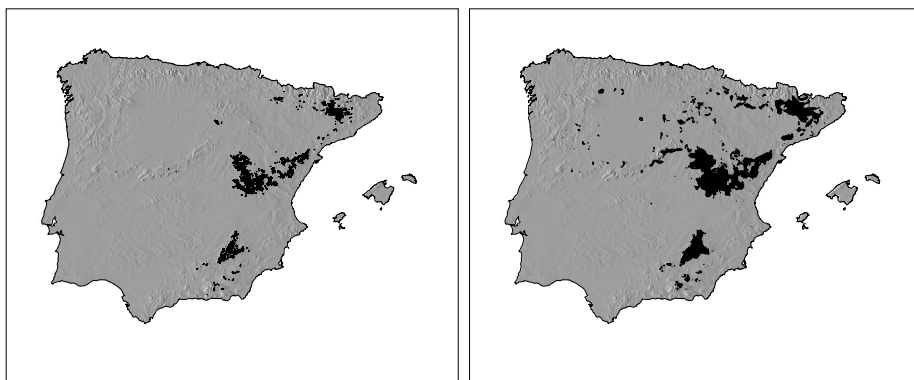
TIPO DE BOSQUE	ESPECIE	ÁREA DE OCUPACIÓN	
		REAL	POTENCIAL
Coníferas de montaña	<i>Abies alba</i>	183.31	16786.00
	<i>Pinus sylvestris</i>	8254.50	32288.10
	<i>Pinus uncinata</i>	1129.00	13896.30
Bosques planocaducifolios	<i>Castanea sativa</i>	2264.91	52142.20

TIPO DE BOSQUE	ESPECIE	AREA DE OCUPACIÓN	
		REAL	POTENCIAL
Bosques submediterráneos	<i>Fagus sylvatica</i>	4906.37	36976.60
	<i>Quercus petraea</i>	694.09	27245.70
	<i>Quercus robur</i>	3356.53	56561.00
	<i>Juniperus thurifera</i>	2952.76	32267.00
	<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	6431.94	27418.50
	<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	1225.40	31949.00
	<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	5795.23	52765.80
	<i>Quercus pubescens</i>	775.05	15638.70
	<i>Quercus pyrenaica</i>	12231.80	61727.90
Bosques mediterráneos	<i>Pinus halepensis</i>	14843.40	71975.10
	<i>Pinus pinaster</i>	21909.00	77698.30
	<i>Pinus pinea</i>	2722.60	42912.60
	<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	52252.60	136525.00
	<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	1490.93	17447.20
	<i>Quercus suber</i>	13286.00	52544.20

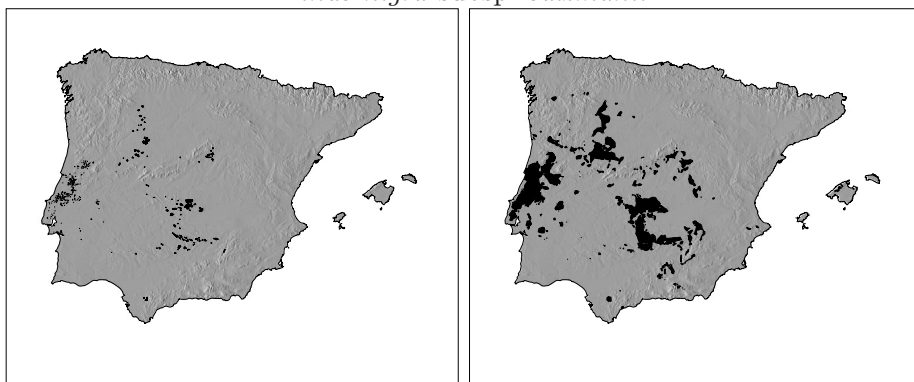
Cuadro 4.2: Área de ocupación real y potencial de las especies en km^2

*Abies alba**Pinus sylvestris**Pinus uncinata**Castanea sativa*

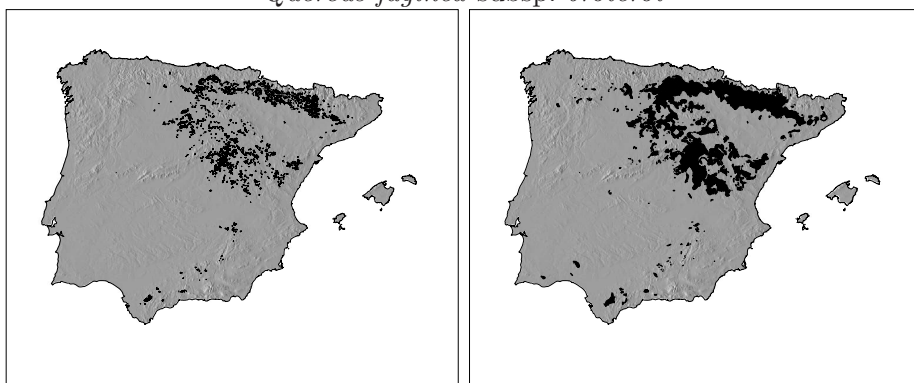
*Fagus sylvatica**Quercus petraea**Quercus robur**Juniperus thurifera*



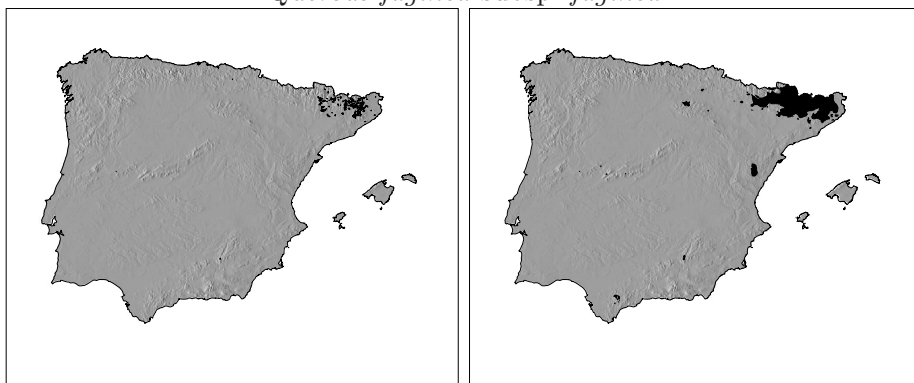
Pinus nigra subsp. *salzmanii*



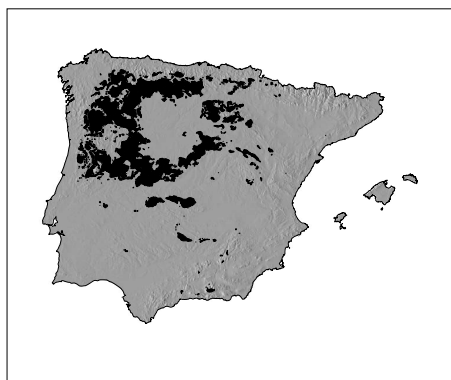
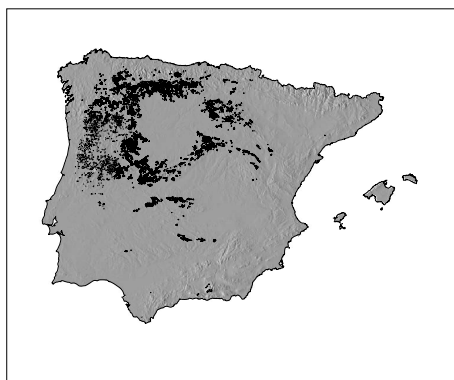
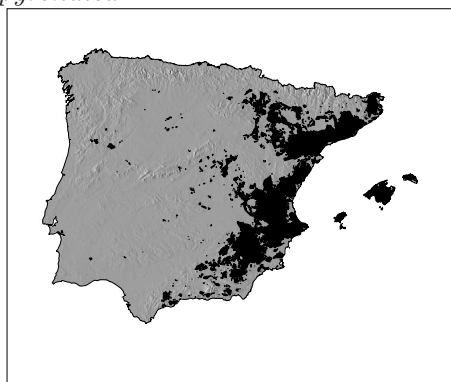
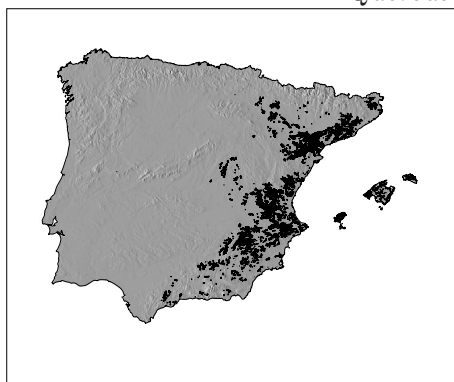
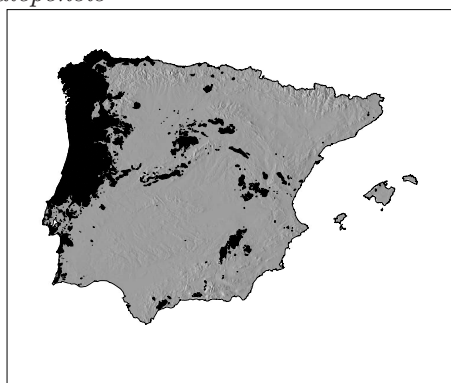
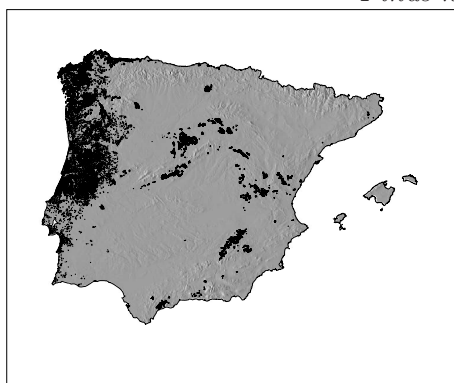
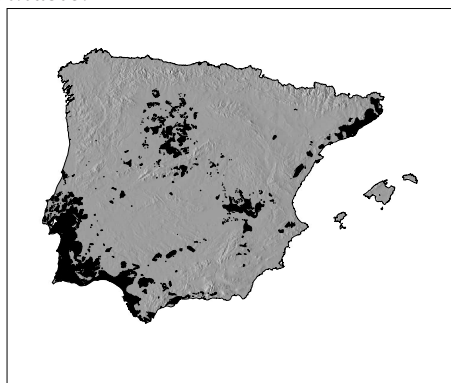
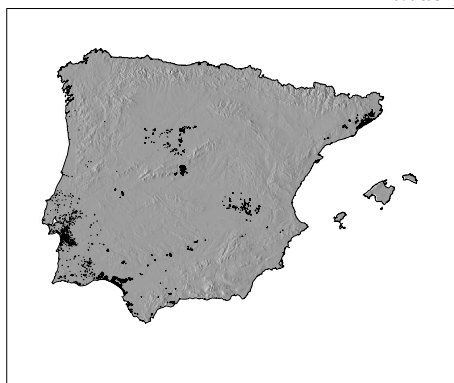
Quercus faginea subsp. *broteroi*



Quercus faginea subsp. *faginea*



Quercus pubescens

*Quercus pyrenaica**Pinus halepensis**Pinus pinaster**Pinus pinea*

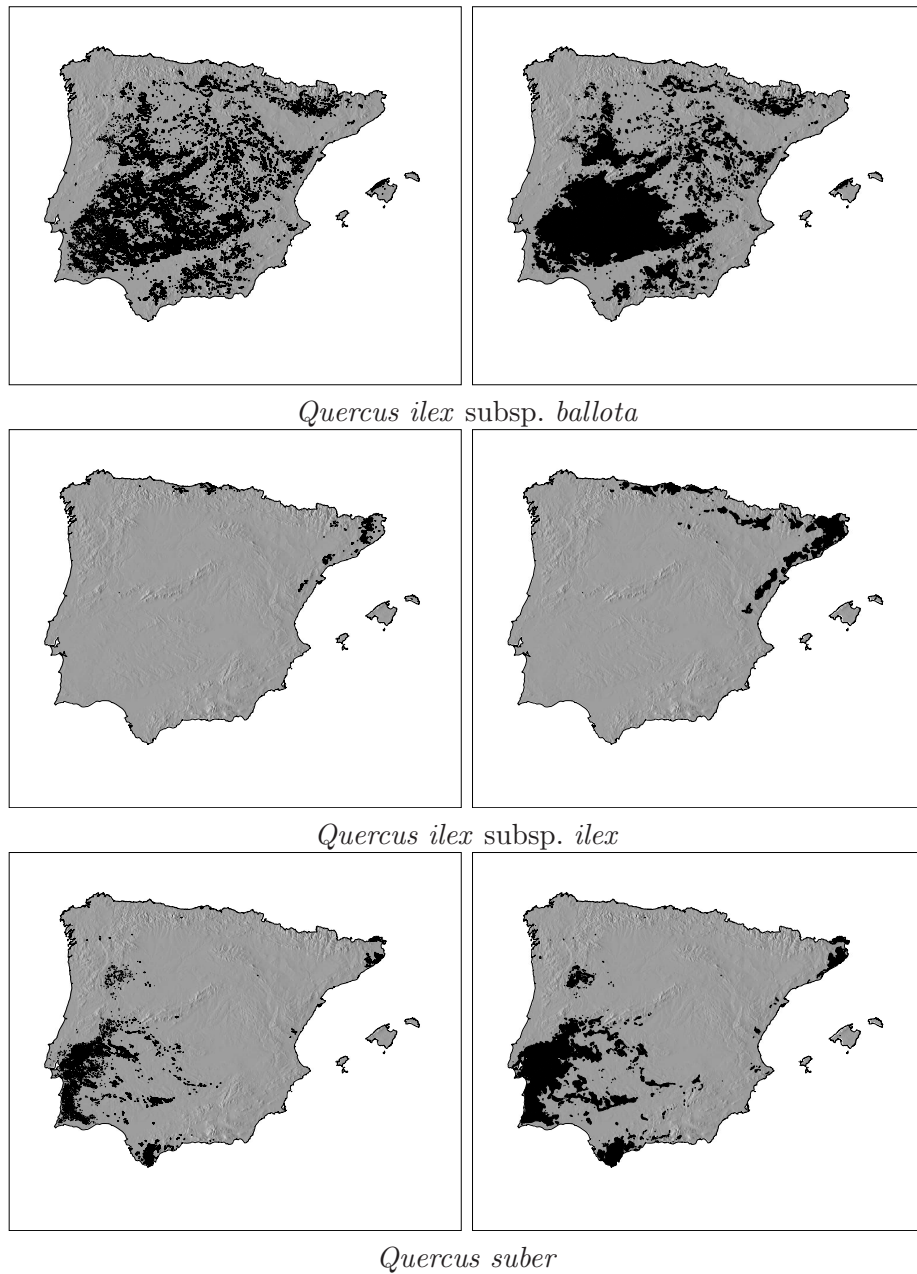


Figura 4.1: Distribuciones reales originales adaptadas del Mapa Forestal Español y del Inventario Forestal Portugués a la izquierda y a la derecha la predicción para cada especie en el presente.

4.4. Comparación entre los modelos: un ejemplo para *Pinus sylvestris*

El marco de modelización diseñado utiliza, por defecto, el más preciso de los modelos para la predicción de la especie medido mediante el AUC. En esta sección se llevó hasta el final del proceso la predicción con las tres técnicas predictivas, con el objetivo de comparar los mapas resultantes. Para ello se eligió una especie con unas características ecológicas bien definidas, y que en la Península restringe sus áreas a las zonas montañas, el *Pinus sylvestris*. Además para esta especie existen numerosos datos históricos y fósiles que atestiguan su presencia en distintas áreas peninsulares durante el pasado cercano que podían ayudar a validar los modelos resultantes.

4.4.1. Caracterización de la distribución actual de *Pinus sylvestris*

El pino albar (*Pinus sylvestris*) es una conífera endémica europea que tiene un área de distribución extendida desde el este de Siberia hasta Escocia, y desde Escandinavia hasta alcanzar su límite sur de latitud en España. En la parte norte de su distribución presenta un área más o menos continua, mientras que en el sur está fragmentada y limitada a las montañas [135]. Las poblaciones o subpoblaciones ibéricas se diferencian tanto morfológica como genéticamente del resto de las poblaciones europeas [136] [137] [138], probablemente como resultado del papel de la Península como área refugio durante los períodos fríos holocenos.

En la actualidad, la presencia de *Pinus sylvestris* en la Península se limita prácticamente a España, aunque se ha encontrado la presencia de algunos pies aislados en la Serra do Gerês en Portugal [139]. Por ello, se utilizó el Mapa Forestal Español como única entrada en el análisis. En el Mapa Forestal Español [68] la presencia del pino albar fue rasterizada a un total de 8255 píxeles para 1 km de resolución.

4.4.2. Comparación de los resultados producidos por CART, RF y NN

Árboles de clasificación y regresión

Siguiendo la metodología explicada en la sección 3.2.1 se construyó un árbol y se maximizó su crecimiento, podándolo después mediante la relación entre costo y complejidad (cp). Para ello se probaron diversos valores de cp , desde 0 hasta 1, obteniéndose el máximo valor de AUC para un cp de 0,1, que proporcionó un valor de AUC de 0,92 (Cuadro 4.3). El estadístico kappa utilizado para obtener los mapas finales de presencia (Figura 4.2) a partir de los mapas de probabilidades, fue de 0,57 para un umbral de corte de 0,7 (Cuadro 4.3). Las variables utilizadas finalmente en la construcción del árbol fueron: precipitación

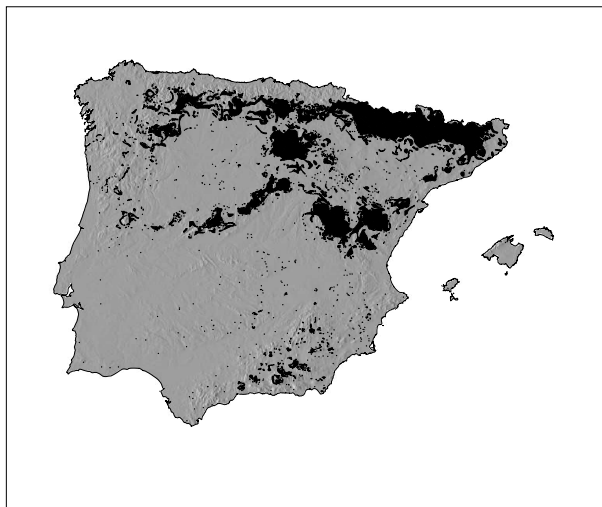


Figura 4.2: Área de ocupación *Pinus sylvestris* en el presente estimada utilizando la metodología CART

de verano, precipitación total y temperatura media de las mínimas del mes más frío.

MODEL	CART	RF	NN
AUC	0.92	0.98	0.94
Kappa	0.57	0.62	0.60

Cuadro 4.3: Valores de las medidas de AUC y Kappa para cada una de las técnicas utilizadas.

Algoritmo de random forest

El modelo final se obtuvo mediante la agregación de 500 modelos de base. Se probó a cambiar distintos valores del número de árboles utilizados pero no se encontraron diferencias significativas en el AUC que proporcionaban. El número de variables utilizadas en cada división (*mtry*) se hizo variar entre 1 y 14 (que supondría bagging), obteniéndose el máximo valor de AUC (0,98) cuando se utilizaba un *mtry*=6 (Cuadro 4.3). El máximo valor del estadístico kappa que se obtuvo (0,62) resultó para un umbral de 0,8 para la construcción del mapa de presencia/ausencia (Figura 4.3). La importancia de las variables implicadas en el proceso, en orden descendiente fue: precipitación de verano, temperatura media de otoño, temperatura media de invierno, temperatura media de las mínimas del mes más frío, precipitación de invierno, temperatura media anual, temperatura media de primavera, precipitación total, temperatura media de verano, tempe-



Figura 4.3: Área de ocupación *Pinus sylvestris* en el presente estimada siguiendo el algoritmo de RF

ratura media de las máximas del mes más cálido, precipitación de primavera, precipitación de otoño, pendiente y orientación.

Redes Neuronales Artificiales

El número de neuronas utilizado como hiperparámetro de ajuste del modelo se varió desde 10 hasta 60 neuronas en la capa oculta en la calibración del modelo. Finalmente se utilizó una arquitectura con 40 neuronas en la capa oculta, que proporcionaba un $AUC=0.94$ para el modelo (Cuadro 4.3). El valor máximo del estadístico de la kappa fue de 0.6 para un umbral de 0.7, que se utilizó para obtener los mapas finales de presencia/ausencia (Figure 4.4).

La precisión de todos los modelos se puede observar también gráficamente en la curva ROC (Figura 4.5), donde se aprecia que todos los modelos presentan un valor por encima a 0.9. El algoritmo de random forest mostraba el valor mayor, seguido por el modelo de redes neuronales y por último seguido del modelo CART.

Los valores obtenidos de AUC y kappa para todas las técnicas son altos, sin embargo, los mapas finales de presencia y ausencia de las especies si que muestran diferencias en cuanto al área de ocupación de presencia de la especie que predicen (Figuras 4.2 4.3 y 4.4. Cuadro 4.4).

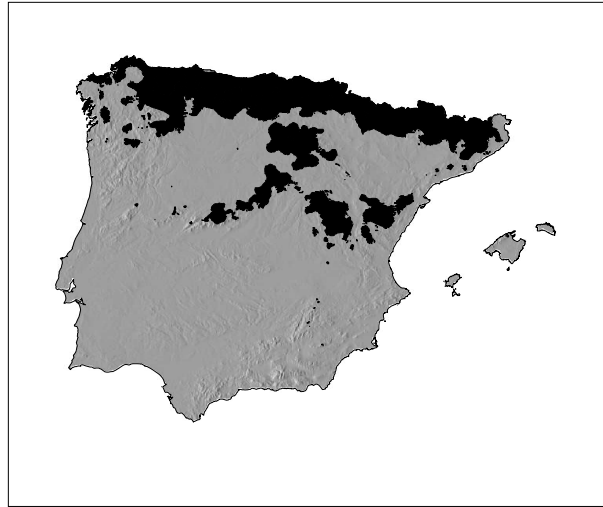


Figura 4.4: Área de ocupación *Pinus sylvestris* en el presente estimada predicha mediante NN

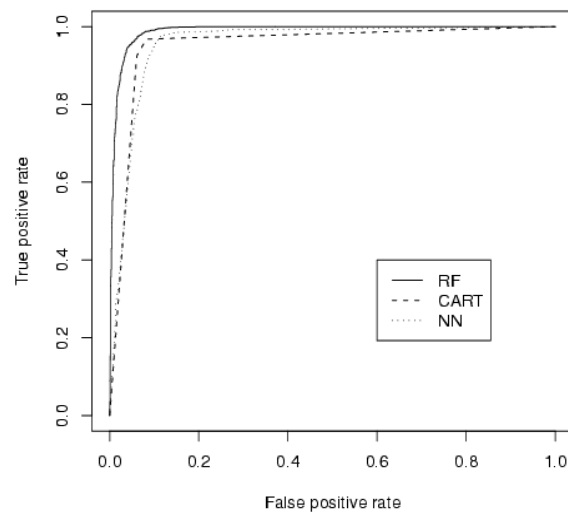


Figura 4.5: Curva ROC utilizando CART, RF y NN para la predicción del área de distribución de *Pinus sylvestris* en el presente.

MODELO	CART	RF	NN	REAL
Area	57900	32300	103800	8254

Cuadro 4.4: Área en km^2 predicha por CART, RF y NN para el presente y área real calculada del Mapa Forestal.

4.5. Discusión

4.5.1. El área potencial de *Pinus sylvestris* en el presente predicha por CART, RF y NN

Se ha elegido la distribución del pino albar para explicar las diferencias entre los modelos y su funcionamiento aplicados a las distribuciones de las especies. Esta especie se ha elegido porque los resultados obtenidos son precisos, y además porque existen numerosos estudios de distintos aspectos de la biología de la misma, así como testimonios de su presencia en el pasado en lugares donde no está en el presente y que pueden ser confirmadas mediante modelización.

La metodología CART ha sido usada previamente para generar modelos predictivos de hábitat de las especies [140] [11] [12] [89]. Una de sus características más importantes es la simplicidad de su funcionamiento [141], donde es una variable la que divide en cada nodo. Sin embargo, ha sido la técnica menos precisa (medida mediante el AUC) en la predicción de la distribución del área potencial de *Pinus sylvestris*.

El uso de redes neuronales para la predicción de hábitat se ha extendido profusamente en los últimos años [96] [10] [142]. El mayor inconveniente de las NN es la dificultad que presenta en la interpretación de los resultados, y que la calibración de los modelos puede resultar muy difícil cuando no se está familiarizado con la metodología [143]. Además las NN no muestran fácilmente cuales son los parámetros y variables más importantes en la construcción del modelo final. En la calibración de un modelo construido con esta metodología existen muchos hiperparámetros que pueden ser ajustados (el número de capas ocultas, el número de neuronas en las capas ocultas, *weight decay*, el parámetro de aprendizaje, las conexiones iniciales entre los pesos etc) y que están afectando al resultado final. A pesar de estas desventajas, cuando se calibran de una manera correcta y se evita el sobreajuste de los datos, los resultados que se obtienen son bastante satisfactorios.

El algoritmo de random forest no ha sido utilizado previamente para la predicción de hábitat de las especies. En este estudio es el más preciso de los tres (medido por el AUC). El algoritmo RF da una medida de la contribución de cada predictor al modelo final. Para el caso del *Pinus sylvestris* la variable más importante resultó ser la precipitación de verano, lo cual es congruente con la situación del pino albar en España, donde alcanza el límite sur de su distribución.

Se han encontrado pequeñas diferencias en el AUC en los tres modelos, obteniéndose siempre valores muy altos de los mismos (Cuadro 4.4). Además de la evaluación de los modelos medida por medio del AUC, otro importante aspecto en la modelización es la interpretación y evaluación biológica de los resultados obtenidos. En el caso de *Pinus sylvestris* en la Península los resultados que se obtienen coinciden en gran parte con los datos bibliográficos encontrados. Por ejemplo, existen datos de la presencia de este pino de montaña en la Cordillera Cantábrica, donde la distribución actual de la especie es muy limitada. Algu-

nos estudios polínicos en este área indican que el pino albar desapareció de esta región como resultado de la acción antrópica [144] [145] [146]. Los tres mapas potenciales (Figuras 4.2, 4.3 y 4.4) de la especie señalan una amplia distribución de esta especie en la Cordillera Cantábrica. Además, estos tres mapas expanden el área potencial del pino albar por todo el Sistema Central, donde actualmente existe pero no presenta un área de distribución tan amplia. Esta mayor expansión de esta especie en el Sistema Central en periodos históricos ha sido también detectada mediante análisis polínicos [147]. Además de los estudios biológicos, los mapas generados pueden ser comparados con estudios de modelización llevados a cabo por otros equipos. Thuiller y colaboradores [26] y Rouget y colaboradores [131] modelizan la distribución de *Pinus sylvestris* en Cataluña, área para la cual se encuentran patrones de distribución potenciales similares a los encontrados en este estudio.

Resumiendo, todos los modelos predicen un área de distribución para *Pinus sylvestris* en la actualidad mayor que la real, lo cual está además corroborado por estudios polínicos.

En términos biológicos, considerando los tres mapas finales que se han generado, el mapa generado mediante NN resulta un poco inexacto en su distribución, además de predecir un área mucho más extensa 103800 km^2 que la generada por los otros dos modelos (Tabla 4.4). El área designada mediante la metodología CART es de 57900 km^2 . Con esta técnica se genera un área de distribución potencial excesivamente dispersa, si se considera que se ha partido de una distribución continua proveniente de un Mapa Forestal y no de presencias aisladas de la especie. El área generada por RF, es la que se ajusta más al conocimiento biológico de la distribución del área de la especie, prediciendo un aumento respecto al área real (predice un área de 32300 km^2), que sin embargo es el área de menor extensión potencial entre todos los modelos.

4.5.2. El área potencial de las especies en el presente

Todos los mapas potenciales de las especies en el presente han sido predichos utilizando el algoritmo de RF, que resultó ser el más preciso (aunque sobrepasando levemente a las redes neuronales), si bien las tres técnicas empleadas presentaban valores aceptablemente altos del AUC.

Dependiendo de la escala de trabajo y la resolución que se utilice se pueden describir distintas tendencias con los modelos de predicción de hábitat de las especies. Por lo tanto, es importante la realización de estudios a varias resoluciones en las mismas áreas geográficas. A la resolución elegida en este trabajo de 1 km y para toda la península Ibérica se pueden detectar tendencias significativas.

La tendencia general detectada en los resultados obtenidos para todas las especies (Figura 4.1) es a una ampliación respecto a las áreas de distribución reales de las especies. Estos resultados son esperables debido al gran manejo antrópico que ha sufrido la península Ibérica. En general, las predicciones de las especies en el presente obtenidas en este trabajo son satisfactorias desde el punto

de vista botánico, ya que coinciden con las interpretaciones de la vegetación climática de la península Ibérica que diversos botánicos han apuntado.

Los resultados de la modelización superponen varias especies en algunas zonas. Estas zonas se pueden interpretar como áreas de bosques mixtos, áreas ecotónicas o de transición, si bien no se han tenido en cuenta aspectos relacionados con la competencia interespecífica.

Bosques de coníferas de montaña

Las coníferas de montaña (*Abies alba*, *Pinus sylvestris* y *Pinus uncinata*) muestran un patrón similar en sus áreas potenciales, ocupando mayor área de distribución que la que presentan en la actualidad y extendiéndose principalmente por la Cordillera Cantábrica, donde en la actualidad o bien no aparecen (*Abies alba*) o bien aparecen sólo en pequeños enclaves residuales (*Pinus sylvestris*). La falta de estos dos pinos de montaña en la cordillera cantábrica ha sido interpretada botánicamente como una consecuencia de los fuegos antrópicos producidos para la generación de pasto de montaña. Las distribuciones potenciales mostradas en este trabajo confirman la potencialidad climática de los pinares de montaña en la cordillera Cantábrica.

Bosques planocaducifolios europeos

Las especies que integran los bosques noreuropeos planocaducifolios (*Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Quercus petraea* y *Quercus robur*) incrementan también considerablemente sus distribuciones potenciales en el presente, si bien siguen patrones un poco diversos entre ellas. *Fagus sylvatica* y *Quercus petraea* aumentan su área de distribución siguiendo un patrón más montano que el resto. Estas especies extienden su área principalmente en la Cordillera Cantábrica y el Sistema Central. *Quercus robur* y *Castanea sativa* expanden su área especialmente por las zonas de mayor influencia oceánica, extendiéndose de forma notable en el cuadrante noroccidental de la Península. A pesar de que la distribución de partida para la modelización del castaño está bastante antropizada (su distribución se ha visto históricamente muy modificada debido al uso que se ha hecho de su fruto), los resultados que se obtienen delimitan bien junto con el *Quercus robur* una tendencia más atlántica dentro de los bosques planocaducifolios europeos de la península Ibérica. Ambas distribuciones potenciales delimitan bien el piso colino del noroeste peninsular desde el centro de Portugal y hasta el País Vasco descrito por la fitosociología [129].

La distribución potencial del haya *Fagus sylvatica* se adentra un poco hacia el Sistema Central, área en la que actualmente sus presencias son muy escasas pero que se sabe que estuvo más extendida en época histórica [148]. Las distribuciones potenciales del haya y el roble albar *Quercus petraea* coinciden de manera muy significativa, a pesar de que la distribución de partida del roble albar es mucho menor que la del haya. Ambos muestran en su área potencial un comportamiento

montano. Especialmente notable para el caso del roble albar es la presencia en el mapa potencial generado en el Sistema Central, donde existen presencias aisladas de la especie que no fueron incluidas en el entrenamiento del modelo.

Bosques submediterráneos

Las especies submediterráneas (*Juniperus thurifera*, *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Quercus pubescens* y *Quercus pyrenaica*) también ven expandidas sus áreas de distribución en los mapas potenciales dentro de la franja submediterránea. Las áreas potenciales que muestran todas las especies (excepto *Quercus pubescens* delimitan bien la región submediterránea de la península Ibérica. *Quercus pubescens* muestra un comportamiento diverso en su distribución, más coincidente con el submediterráneo europeo que con el Ibérico. La distribución potencial del melojo *Quercus pyrenaica* es coincidente con el área designada por Bolós [149] como territorio ibero-atlántico. Los quejigos considerados (*Quercus faginea* subsp. *faginea* y *Quercus faginea* subsp. *broteroi*) presentan un área potencial bastante extensa respecto al presente, especialmente *Quercus faginea* subsp. *broteroi*. Estos resultados son coherentes con la idea de que los quejigares, al ocupar mejores suelos que los encinares vieron más reducidas sus áreas de distribución en época reciente por el efecto de la presión antropozoógena [144] [150] [151].

Bosques mediterráneos

Los bosques mediterráneos integrados por las especies consideradas (*Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Quercus suber*) expanden considerablemente su área de distribución en los mapas potenciales resultantes. Mientras que la encina *Quercus ilex* subsp. *ballota* y el alcornoque *Quercus suber* expanden su área en los modelos predictivos manteniendo un patrón muy similar al que presentan en la actualidad, la alsina (*Quercus ilex* subsp. *ilex*) presenta un patrón un poco diverso. El modelo aumenta el área de distribución climática de la alsina por el prepirineo, además de aumentar su área de distribución actual. El modelo predictivo para la alsina es significativo, ya que existen citas de la presencia de esta especie en el prepirineo [152] que no han sido incluidas en la distribución de partida usada por el modelo. Los resultados obtenidos para la encina y la alsina son coincidentes con la potencialidad de estas especies considerada por la fitosociología [129], a excepción de los carrascales levantinos y andaluces, cuya naturalidad ha sido discutida por diversos autores [153] [154] [155] [69] [96]. El alcornoque confirma con el modelo generado su carácter montano en las zonas interiores peninsulares frente al carácter más basal termófilo que muestra en la periferia.

Las distribuciones potenciales de las especies en el presente pueden ayudar a clarificar algunas dudas sobre los bosques primitivos o los bosques que climáticamente podrían sobrevivir en una región determinada. Aparte de esta utilidad, los modelos de predicción de hábitat necesitan de datos complementarios, especialmente datos genéticos, ecofisiológicos y de competencia entre las especies. Las distribuciones de las especies no están sólo afectadas por el clima, sino también por la dispersión y colonización, las tasas de migración de las especies, la fragmentación de hábitat y los factores históricos entre otros. Asumiendo estas limitaciones, los modelos de distribuciones potenciales de las especies pueden ser útiles tanto por el conocimiento que aportan sobre las especies, como en biología aplicada para la toma de decisiones, para la conservación de espacios naturales etc.

En este trabajo las distribuciones potenciales de las especies se han usado para calibrar los modelos predictivos de las mismas, lo que permite su posterior aplicación en el pasado y en el futuro donde no existen datos para la validación de los modelos.

Capítulo 5

Predicción de las distribuciones en el pasado

En este capítulo se muestran las predicciones realizadas para las 19 especies de estudio durante dos eventos climáticos que determinaron las distribuciones de la vegetación: el último máximo glacial (LGM, hace 21000 años) y la recuperación climática que se produjo hace 6000 años (mid-Holocene). Se modelizaron todas las especies dentro del marco de computación diseñado en esta tesis. Los resultados muestran algunas áreas favorables para la aparición de las especies durante el LGM, que pueden ser consideradas como áreas donde se pudieron establecer refugios de flora. Los resultados denotan la importancia de los movimientos verticales de las especies en las montañas como respuesta al cambio climático. Se muestran los resultados obtenidos usando como variables climáticas las que proporcionan tanto el modelo UGAMP como el ECHAM3, y los resultados de las predicciones con ambos se comparan mediante medidas de similitud. Estas medidas indican discrepancias entre ambos para los resultados del LGM, mientras que los resultados para el óptimo climático son más similares.

5.1. Introducción

El cuaternario se ha caracterizado por sus oscilaciones climáticas. Estas oscilaciones han sido decisivas en la distribución actual de la vegetación. El último máximo glacial (LGM) constituye el máximo enfriamiento global del clima reconocido en el último periodo glacial, que coincide con un marcado incremento de la sequedad [53]. En oposición a este momento, la recuperación climática que se produce en el 6000BP (mid-Holocene) supone un aumento de las precipitaciones y temperaturas respecto al LGM y también respecto al presente.

Estas oscilaciones climáticas han ejercido su influencia sobre las distribuciones de las especies, produciendo desplazamientos de las mismas altitudinal o latitudinalmente de forma individual [156] [157]. Durante el LGM las especies se vieron relegadas al límite sur de sus distribuciones actuales y desplazándose incluso hasta áreas más cálidas meridionales. En Europa, las penínsulas mediterráneas (Iberia, Italia y los Balkanes) constituyeron los principales refugios de flora [158] [66] [159] [160] [161]. Mientras que el LGM supuso una contracción grande del área de distribución de las especies, el óptimo climático supuso una expansión de los bosques por toda Europa [162].

La distribución y movimientos de las especies en el pasado se ha estudiado desde distintos puntos de vista: análisis de pólen fósil, estudios filogeográficos y mediante modelización. El estudio del pólen fósil constituye una técnica clásica, y gran parte del conocimiento que existe sobre las distribuciones en el pasado proviene de este tipo de análisis [163]. Sin embargo, mediante el análisis del pólen fósil, es difícil diferenciar entre algunas especies del mismo género, por ejemplo entre algunos grupos de robles caducifolios, entre los *Quercus* perennifolios y entre algunas especies del género *Pinus*. Este hecho dificulta la interpretación de los resultados, especialmente cuando se asume que los movimientos de las especies se han producido de manera individual [156] [157] [160]. En los últimos años, los estudios filogenéticos han ayudado enormemente a conocer algunas de las líneas de origen de las especies y a la interpretación de las distribuciones en el pasado [160] [66]. Por último, las estrategias de modelización se han empezado a usar hace relativamente poco tiempo, y muchas veces están basadas en datos paleoclimáticos [21], frecuentemente derivados a su vez de datos obtenidos mediante paleopalinología [20] [162] [22]. En Europa todos los estudios conllevan a una importante conclusión-discusión [164]: la existencia de refugios cuaternarios en las penínsulas sureuropeas, principalmente en Iberia, Italia y los Balkanes.

Este capítulo presenta un aproximación nueva a la modelización de las especies en el pasado, ya que los escenarios climáticos usados como predictores no utilizan datos provenientes de análisis polínicos, por lo que los resultados son evaluables de forma independiente con estudios palinológicos.

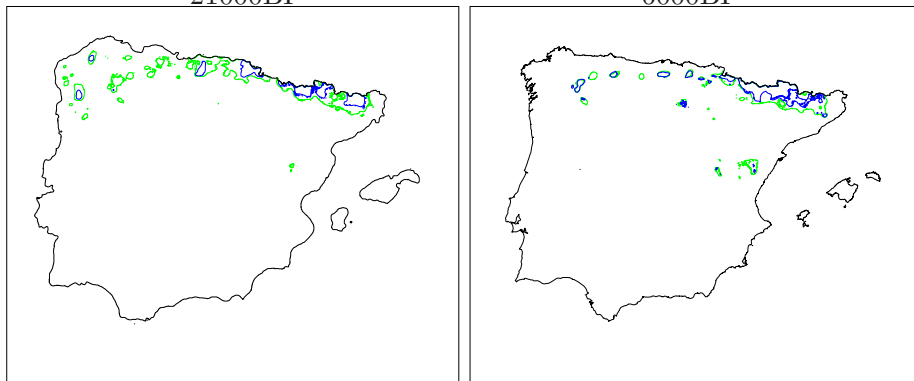
5.2. Validación

La evaluación de los modelos se lleva a cabo con las áreas de distribución para el presente de forma independiente. La validación de los modelos aquí utilizados puede consultarse por tanto en la sección 4.2.

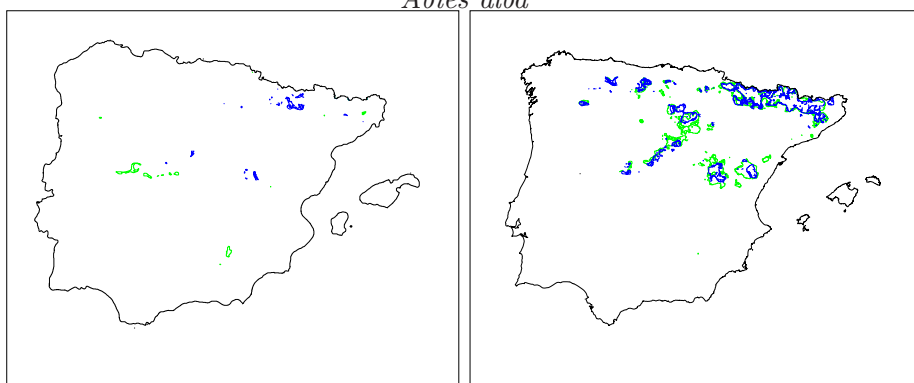
5.3. Mapas potenciales de las especies en el pasado

Se han generado mapas de distribución potencial para el 21000BP y 6000BP para los escenarios UGAMP y ECHAM3 (Figura 5.1). Los resultados obtenidos por ambos modelos son bastante diversos para cada especie. Son más similares entre ellos los mapas obtenidos para el óptimo climático que los obtenidos para el LGM. Las diferencias en las áreas de distribución se hacen patentes también tanto en los kilómetros de ocupación potencial de estas áreas como en el porcentaje de área ocupada por cada especie tomando como referencia el presente (Cuadros 5.1 y 5.2). Derivado de estos cuadros se han creado las figuras 5.2 y 5.3, donde se aprecia la evolución del área de las especies.

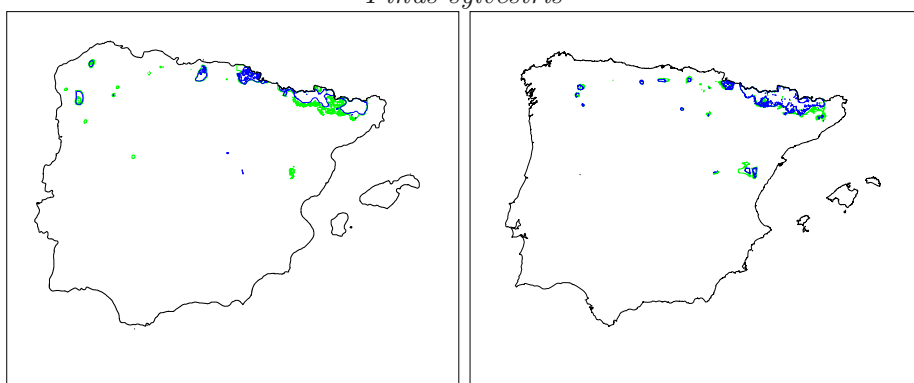
MAPAS POTENCIALES DE PRESENCIA ECHAM3 UGAMP
21000BP 6000BP



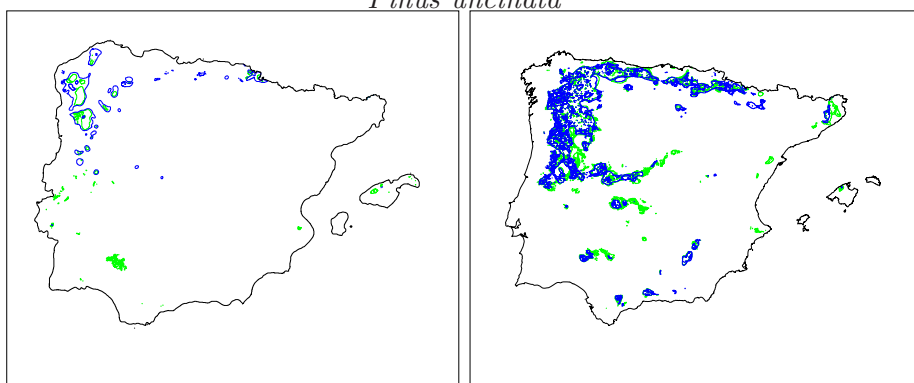
Abies alba



Pinus sylvestris

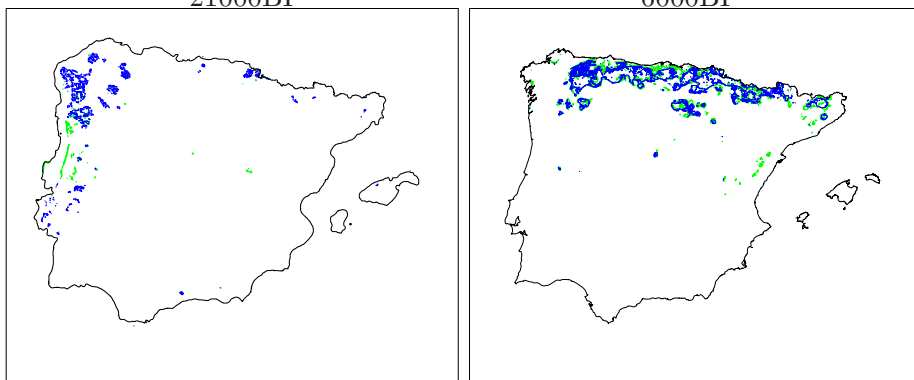


Pinus uncinata

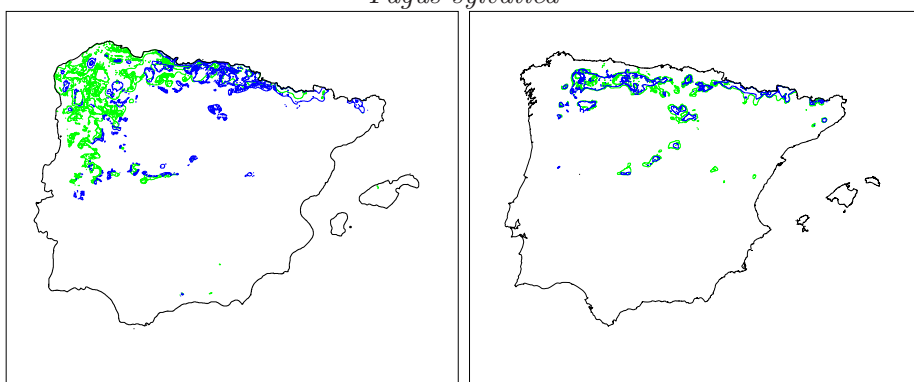


Castanea sativa

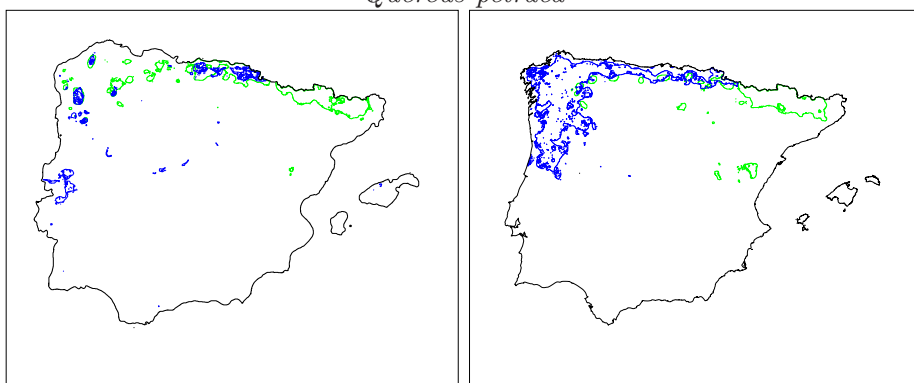
MAPAS POTENCIALES DE PRESENCIA ECHAM3 UGAMP
21000BP 6000BP



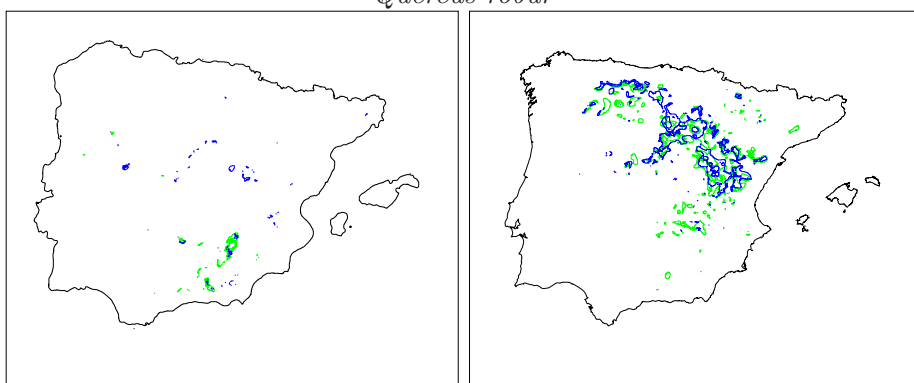
Fagus sylvatica



Quercus petraea

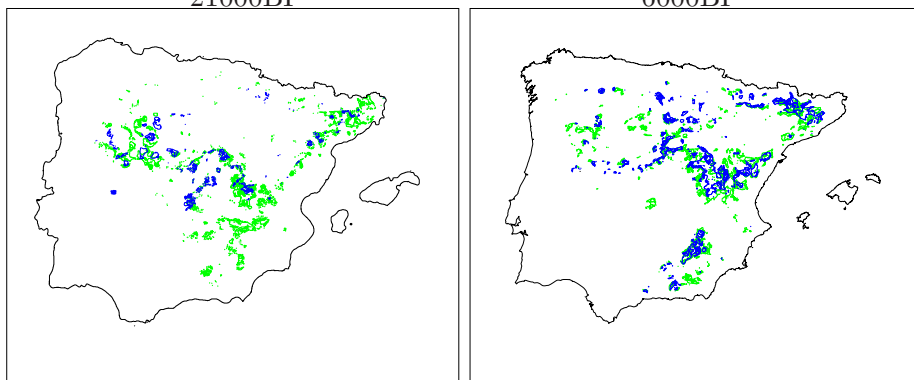


Quercus robur

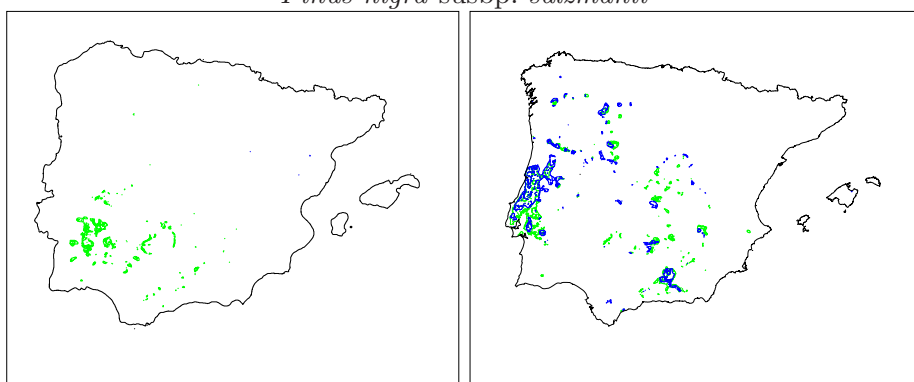


Juniperus thurifera

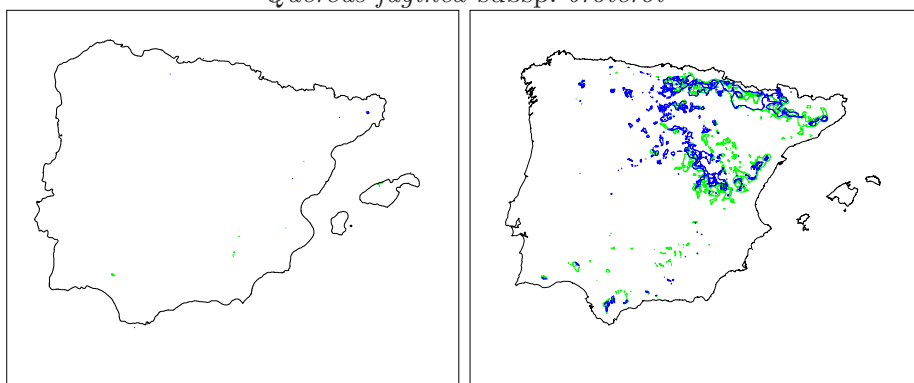
MAPAS POTENCIALES DE PRESENCIA ECHAM3 UGAMP
21000BP 6000BP



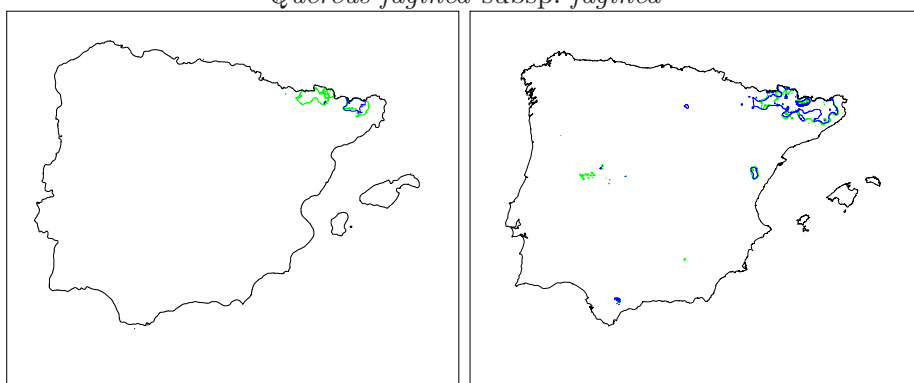
Pinus nigra subsp. *salzmanii*



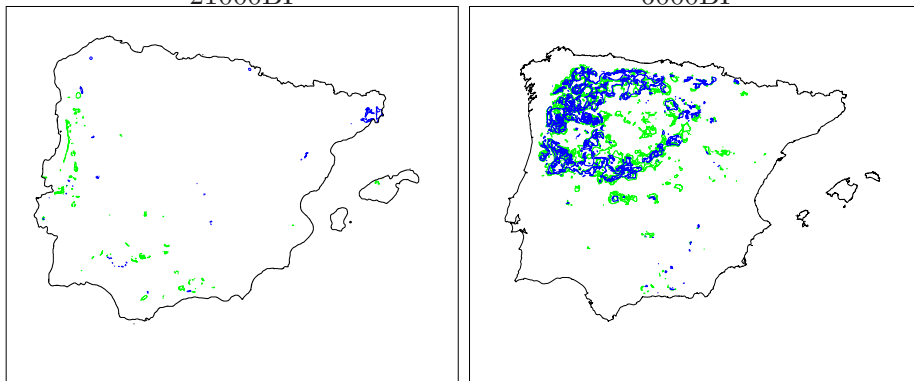
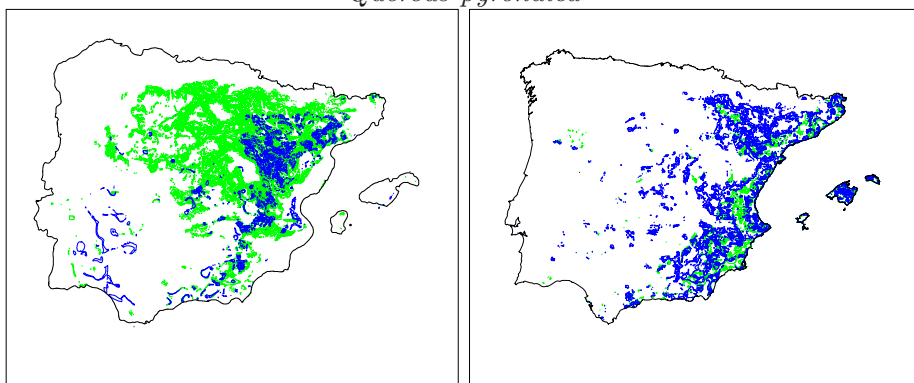
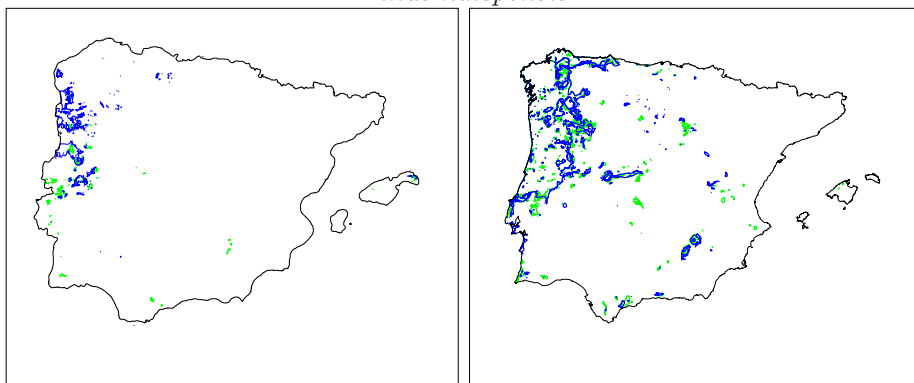
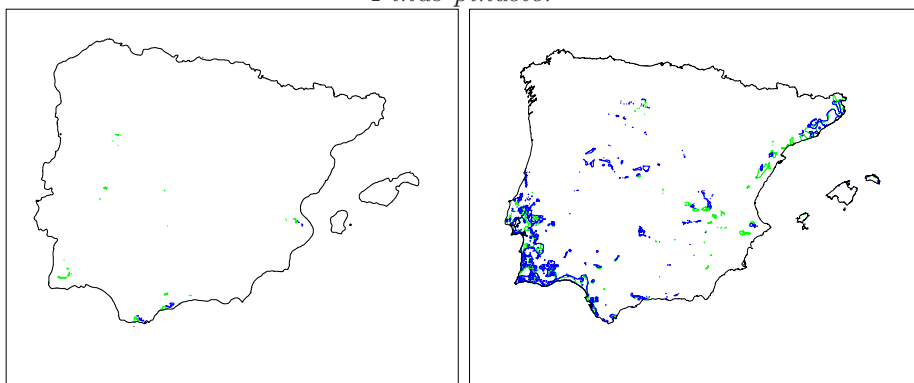
Quercus faginea subsp. *broteroi*



Quercus faginea subsp. *faginea*



Quercus pubescens

MAPAS POTENCIALES DE PRESENCIA ECHAM3 UGAMP
21000BP 6000BP*Quercus pyrenaica**Pinus halepensis**Pinus pinaster**Pinus pinea*

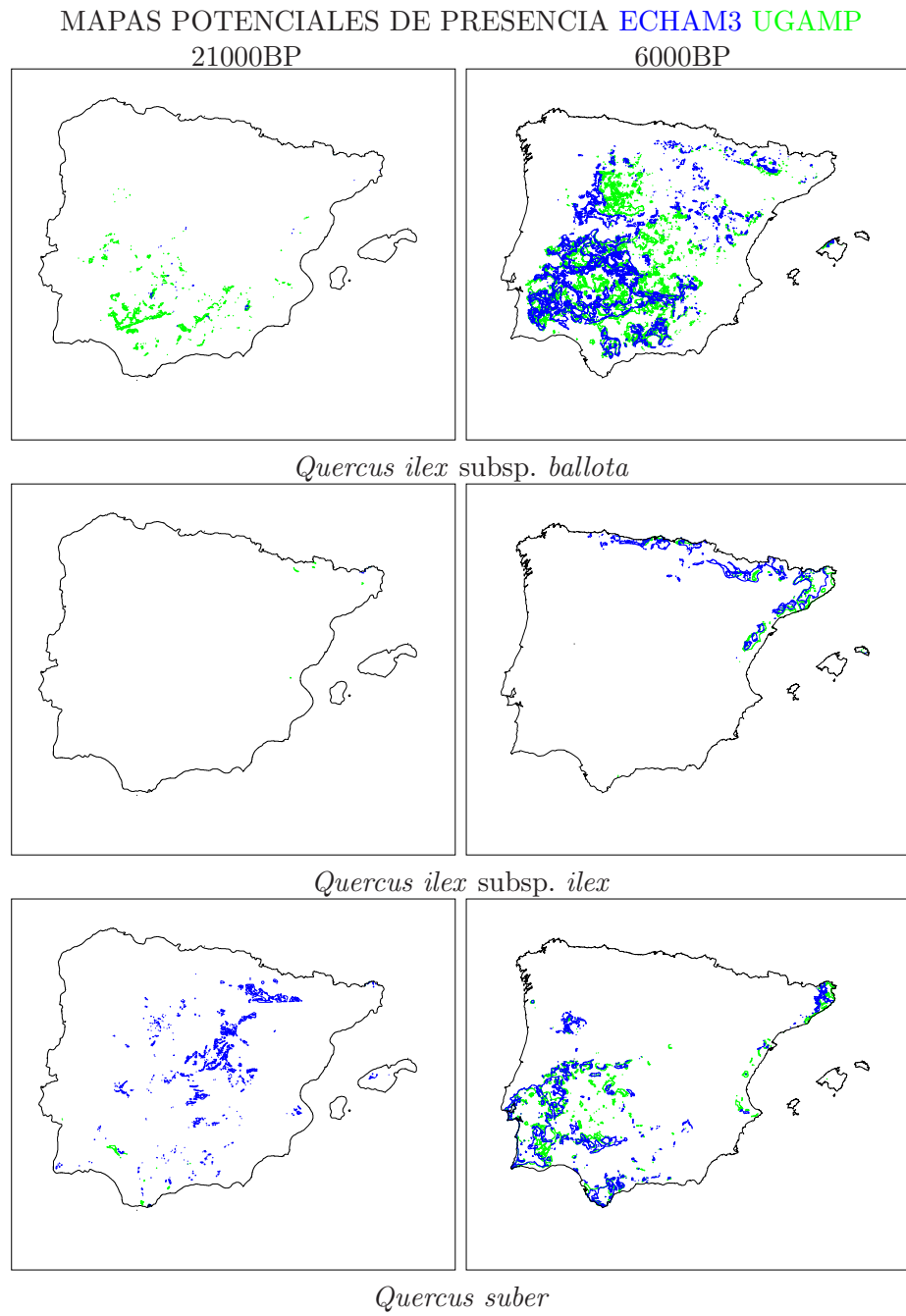


Figura 5.1: Mapas de distribución potencial generados para todas las especies en el último máximo glaciario (21000BP) y en el óptimo climático (6000BP). En verde se representa la predicción realizada utilizando el modelo UGAMP, y en azul los resultados obtenidos cuando se utilizaba el modelo ECHAM3. En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución

B	ESPECIE	21000BP		6000BP	
		área	%	área	%
BCM	<i>A. alba</i>	8601.58	51.24 %	11670.30	69.52 %
	<i>P. sylvestris</i>	1033.60	3.20 %	19477.00	60.32 %
	<i>P. uncinata</i>	11181.00	80.46 %	12057.00	86.76 %
BPE	<i>C. sativa</i>	14967.10	28.70 %	52181.30	100.07 %
	<i>F. sylvatica</i>	4724.91	12.78 %	28401.80	76.81 %
	<i>Q. petraea</i>	25745.50	94.49 %	19978.90	73.33 %
	<i>Q. robur</i>	7542.23	13.33 %	57238.20	101.20 %
BS	<i>J. thurifera</i>	918.86	2.85 %	24835.90	76.97 %
	<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	5399.89	16.69 %	19737.90	71.99 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	3.25	0.01 %	16984.90	53.16
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	32.25	0.06 %	25732.40	48.77 %
	<i>Q. pubescens</i>	1875.96	12.00 %	13352.90	85.38 %
	<i>Q. pyrenaica</i>	1244.85	2.02 %	37818.30	61.27 %
BM	<i>P. halepensis</i>	17072.00	23.72 %	86531.90	20.22 %
	<i>P. pinaster</i>	9620.18	12.38 %	90625.50	116.64 %
	<i>P. pinea</i>	165.49	0.39 %	27752.00	64.67 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	75.50	0.05 %	87184.30	63.86 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	26.25	0.15 %	19889	114.00 %
	<i>Q. suber</i>	8824.33	16.79 %	45358.50	86.32 %

Cuadro 5.1: Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el LGM y óptimo climático (para el modelo ECHAM3) y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). %=porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.

B	ESPECIE	21000BP		6000BP	
		area	%	área	%
BCM	<i>A. alba</i>	28855.80	171.90 %	22208.16	131.30 %
	<i>P. sylvestris</i>	1188.53	3.68 %	28842.64	89.33 %
	<i>P. uncinata</i>	17513.33	126.00 %	15363.06	110.55 %
BPE	<i>C. sativa</i>	5786.95	11.10 %	52937.08	101.52 %
	<i>F. sylvatica</i>	1454.37	3.93 %	33197.12	89.78 %
	<i>Q. petraea</i>	57098.19	209.57 %	27101.63	99.47 %
	<i>Q. robur</i>	28855.80	51.02 %	22208.16	39.26 %
BS	<i>J. thurifera</i>	1873.55	5.81 %	25386.39	78.71 %
	<i>Pinus nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	17445.18	63.62 %	28192.46	102.82 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	4003.44	12.53 %	17748.32	55.55 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	66.21	0.12 %	26942.56	51.06 %

B	ESPECIE	21000BP		6000BP	
		area	%	área	%
	<i>Q. pubescens</i>	6118.67	39.12 %	14785.88	94.55 %
	<i>Q. pyrenaica</i>	1837.64	2.98 %	50867.25	82.41 %
BM	<i>P. halepensis</i>	81099.56	112.67 %	53607.43	74.48 %
	<i>P. pinaster</i>	1984.95	0.26 %	85616.12	110.19 %
	<i>P. pinea</i>	427.06	0.99 %	25240.91	58.82 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	4637.02	3.40 %	74744.82	54.75 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	84.44	0.48 %	5678.82	89.86 %
	<i>Q. suber</i>	409.26	0.78 %	43497.17	82.78 %

Cuadro 5.2: Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el LGM y óptimo climático (modelo UGAMP) y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). %=porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.

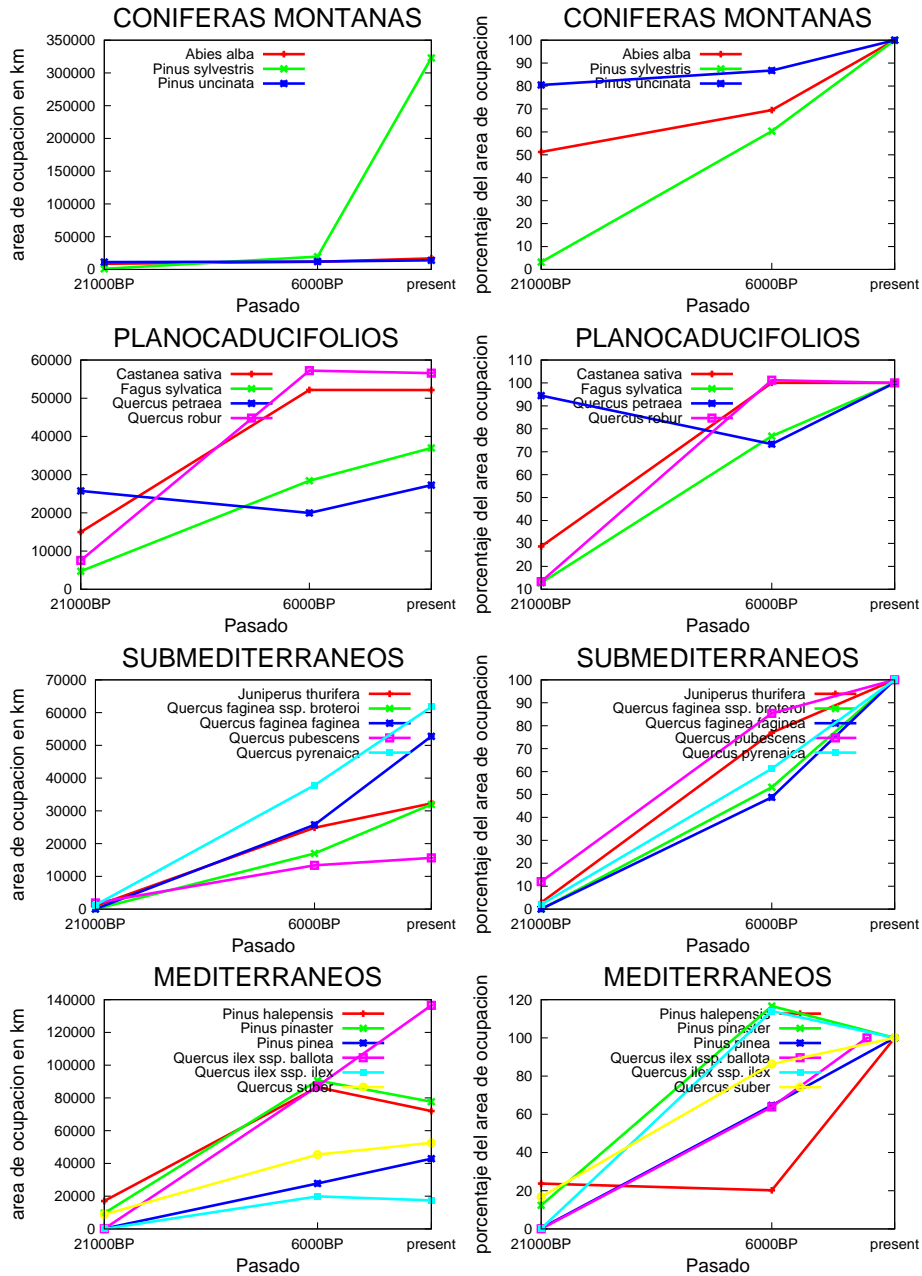


Figura 5.2: Áreas de distribución de las especies, en el LGM, óptimo climático y el presente estimadas con el escenario ECHAM3. A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.

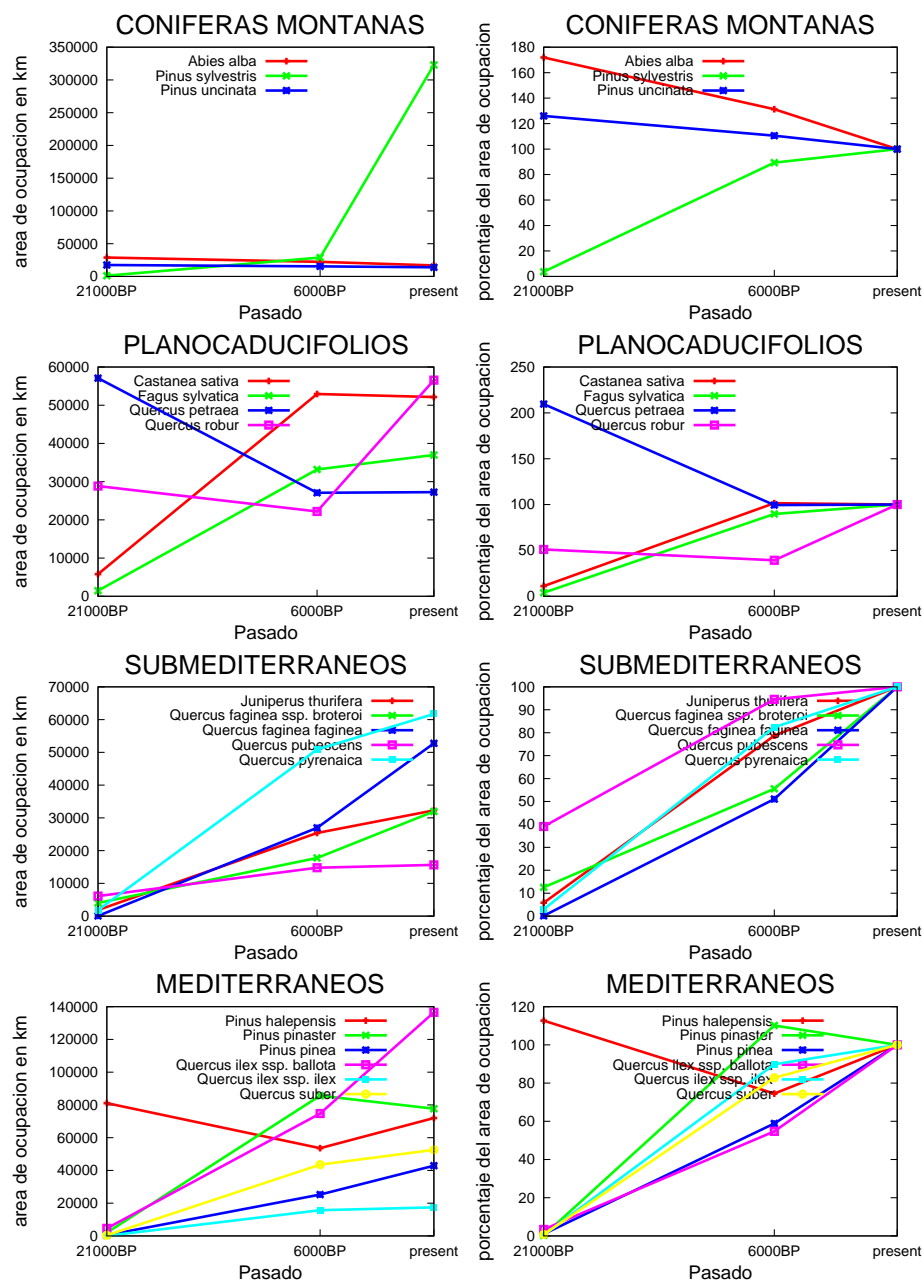


Figura 5.3: Áreas de distribución de las especies, en el LGM, óptimo climático y presente estimadas con el escenario UGAMP. A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.

5.3.1. Bosques de coníferas de montaña (*Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Abies alba*)

Este grupo de especies muestran una presencia alta en el LGM, especialmente *Pinus uncinata* y *Abies alba*. Si bien las tendencias son parecidas en ambos modelos ECHAM3 y UGAMP, éste último predice un área de distribución mucho más extensa de estas especies (Cuadros 5.2 y 5.1. Figuras 5.1, 5.2 y 5.3).

5.3.2. Bosques europeos planocaducifolios (*Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Quercus robur* y *Quercus petraea*)

Las especies de este grupo siguen una tendencia similar, produciéndose un gran aumento en sus áreas de ocupación en el 6000BP respecto al presente. Esta tendencia, sin embargo, no es seguida por *Quercus petraea*, especie para la cual se sobreestima enormemente el área de aparición tanto para el modelo ECHAM3 como el UGAMP, pero especialmente para este último (Figuras 5.1, 5.2 y 5.3).

5.3.3. Bosques submediterráneos (*Quercus pubescens*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y *Juniperus thurifera*)

Los bosques submediterráneos se muestran en su comportamiento bastante homogéneos, tanto en el modelo ECHAM3 como en el UGAMP, donde todas las especies experimentan un aumento en su área de distribución en el 6000BP (Figuras 5.3 y 5.1).

5.3.4. Bosques mediterráneos (*Quercus suber*, *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* y *Pinus pinea*)

Las especies mediterráneas muestran más variabilidad entre ellas, si bien la tendencia general es tener una presencia mínima durante el LGM (Cuadros 5.1 y 5.2), siendo las especies con menor representación para esta época de todas las analizadas. Posteriormente se produce un aumento de las áreas de distribución en el 6000BP (Figuras 5.3 y 5.1). La única especie que no sigue este comportamiento es *Pinus halepensis*, que muestra una área de ocupación mucho mayor en el LGM, especialmente en el modelo UGAMP (Cuadros 5.1 y 5.2).

5.4. Comparación entre los mapas potenciales realizados utilizando los modelos ECHAM3 y UGAMP

A la vista de los resultados anteriores de grandes diferencias entre los dos modelos, se calculó una medida de similitud entre los mapas generados por ambos

modelos. La medida utilizada fue el estadístico *kappa* (Cuadro 5.3), para el que se obtienen unos valores para el LGM que oscilan entre 0 para *Quercus faginea* subsp *broteroi* y 0,736 para *Pinus uncinata*. Para el óptimo climático casi todas las especies presentan un valor de *kappa* por encima de 0,5 alcanzando un valor máximo de 0,851 para *Quercus pubescens*. Los valores por tanto muestran una mayor similitud entre las predicciones realizadas para el 6000BP respecto a las realizadas para el 21000BP (Cuadro 5.4).

ESPECIES	kappa	
	21000BP	6000BP
<i>Abies alba</i>	0.446	0.654
<i>Castanea sativa</i>	0.423	0.744
<i>Fagus sylvatica</i>	0.247	0.769
<i>Juniperus thurifera</i>	0.098	0.439
<i>Pinus halepensis</i>	0.166	0.502
<i>Pinus nigra</i>	0.168	0.426
<i>Pinus pinaster</i>	0.167	0.851
<i>Pinus pinea</i>	0.005	0.549
<i>Pinus sylvestris</i>	0.006	0.607
<i>Pinus uncinata</i>	0.736	0.835
<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	0.000	0.567
<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	0.000	0.389
<i>Quercus pubescens</i>	0.403	0.794
<i>Quercus ilex</i> subsp <i>ballota</i>	0.003	0.379
<i>Quercus ilex</i> subsp <i>ilex</i>	0.348	0.510
<i>Quercus petraea</i>	0.261	0.654
<i>Quercus pyrenaica</i>	0.000	0.486
<i>Quercus robur</i>	0.188	0.007
<i>Quercus suber</i>	0.006	0.655

Cuadro 5.3: Similitud entre los mapas potenciales de las especies generados usando el modelo UGAMP y el modelo ECHAM3, para el último máximo glacial (21000BP) y para el óptimo climático (6000BP).

5.5. Detección de refugios

Los mapas predictivos generados de presencia de las especies pueden ayudar a la detección de áreas que hubieran sido más favorables climáticamente y donde pudieron haberse formado refugios de flora en el pasado. Esto se ha hecho calculando las áreas que presentan mayor número de especies tanto en el LGM como en el óptimo climático. Los mapas (Figura 5.5) muestran tendencias generales

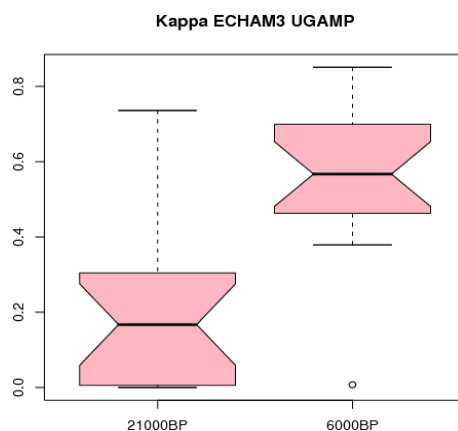


Figura 5.4: Valores medios del estadístico kappa en las predicciones realizadas por los modelos ECHAM3 y UGAMP para 21000BP y 6000BP.

para ambos modelos UGAMP y ECHAM3: para el LGM las áreas basales de los Pirineos y el cuadrante noroccidental Ibérico parecen haber sido las áreas más favorables. Para el óptimo climático también ambos modelos climáticos UGAMP y ECHAM3 muestran patrones similares, prediciendo una recuperación y una colonización hacia el centro peninsular de las especies.

5.6. Migración horizontal: evolución de las áreas

El movimiento de las especies se puede descomponer en las migraciones horizontales (movimientos en latitud y de contracción y expansión de las áreas) y en los desplazamientos verticales. Los movimientos latitudinales de las especies definidos como el área mantenida, expandida y reducida de las especies para el LGM se muestran en la figura 5.6 para el modelo UGAMP y para el ECHAM3. En el cuadro 5.4 se exponen los kilómetros de área de ocupación derivados de esta figura.

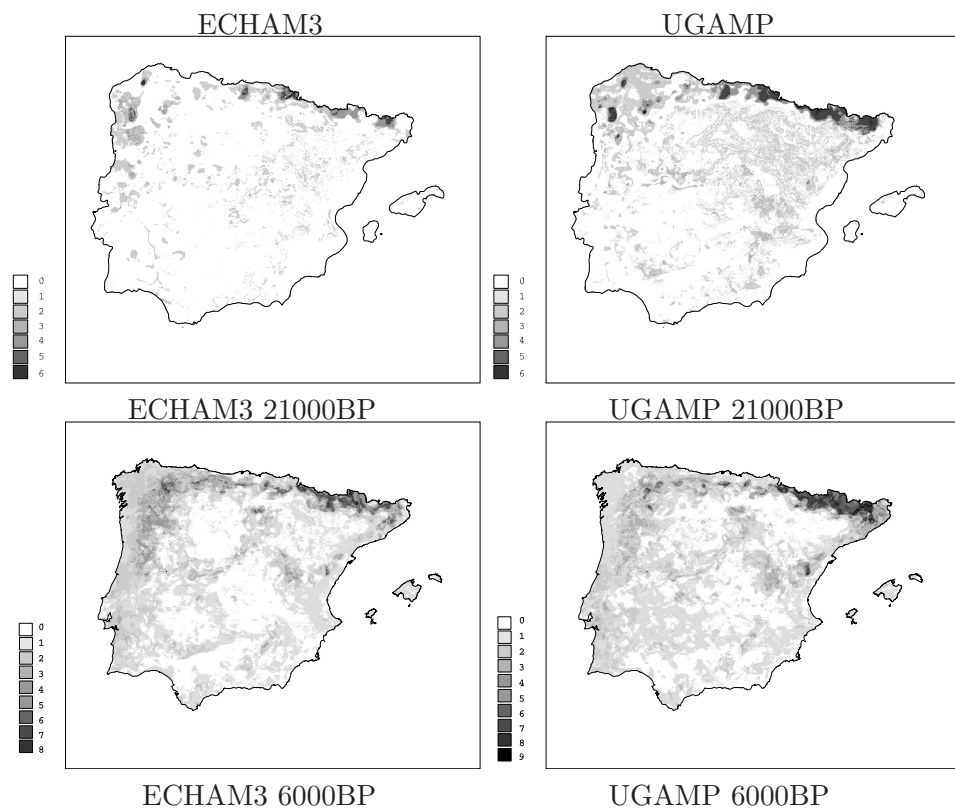
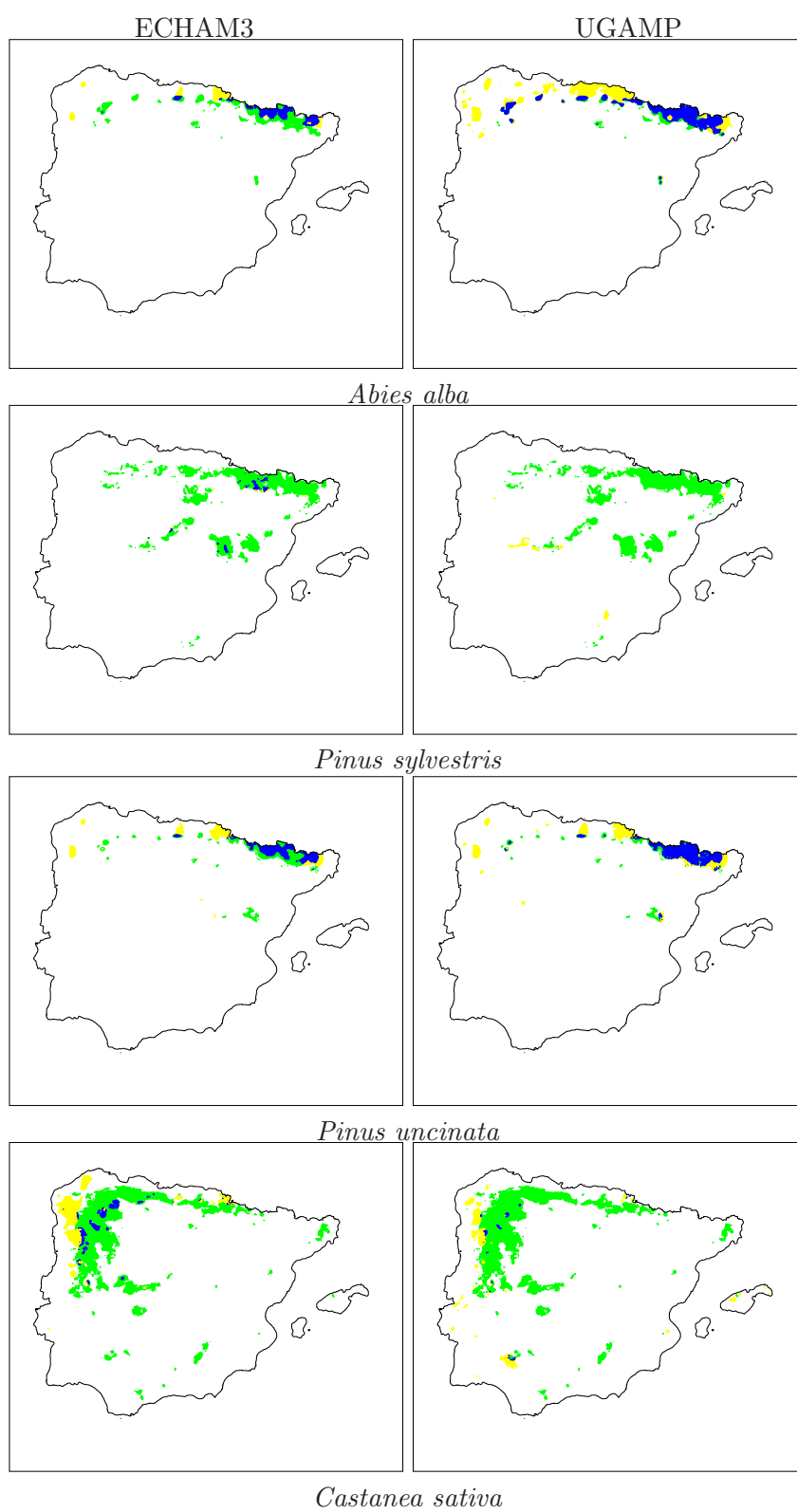
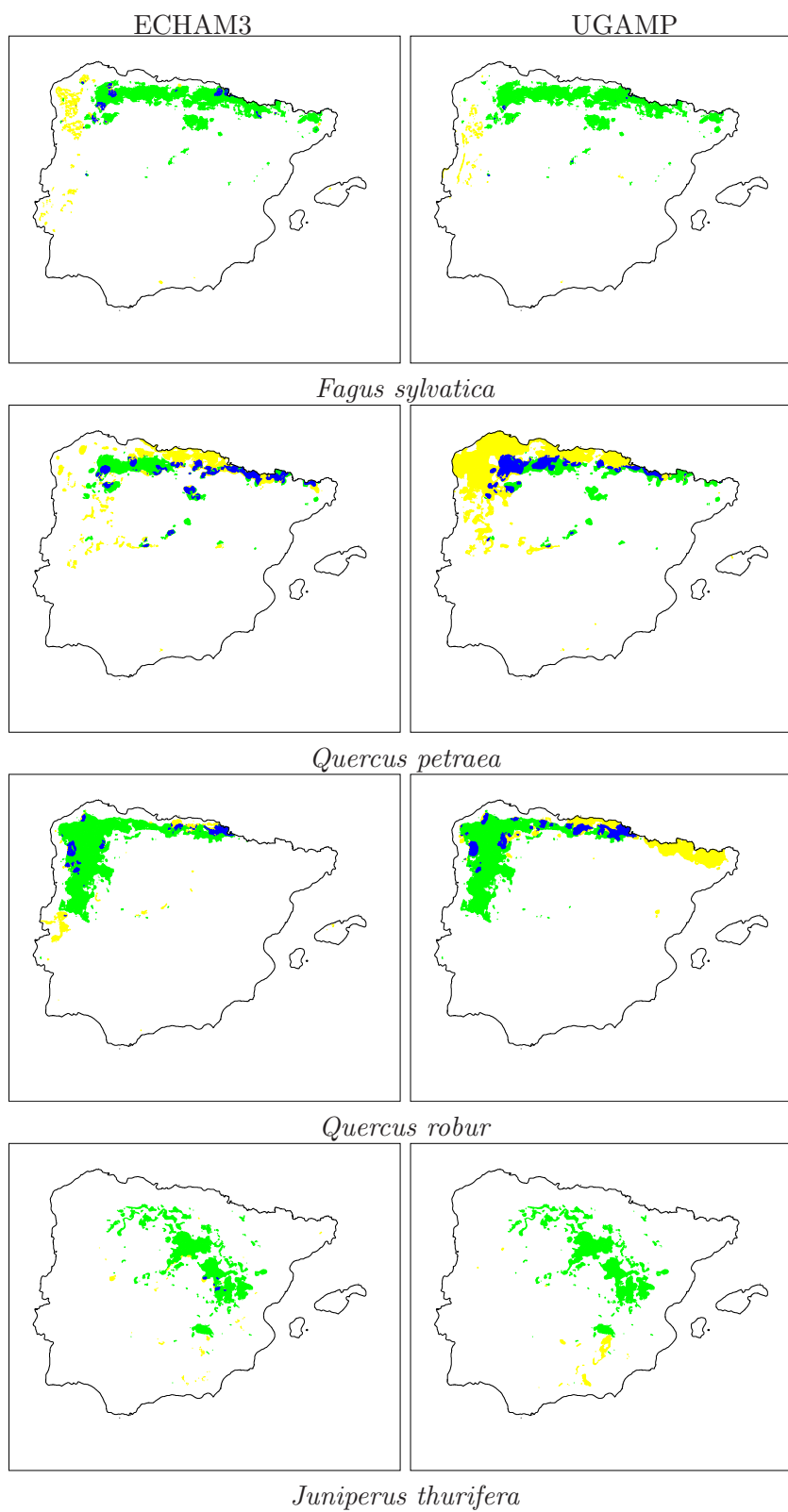
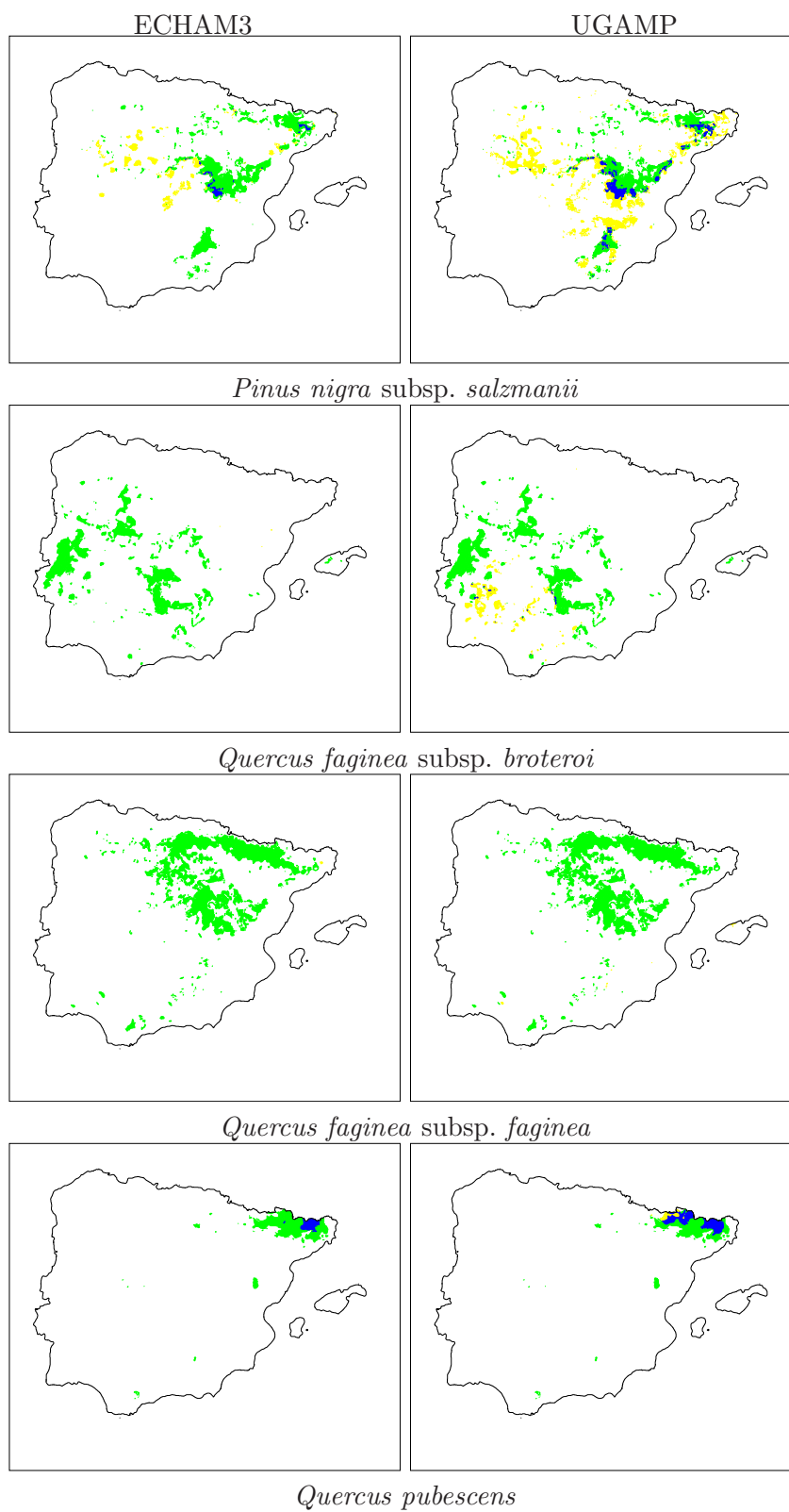
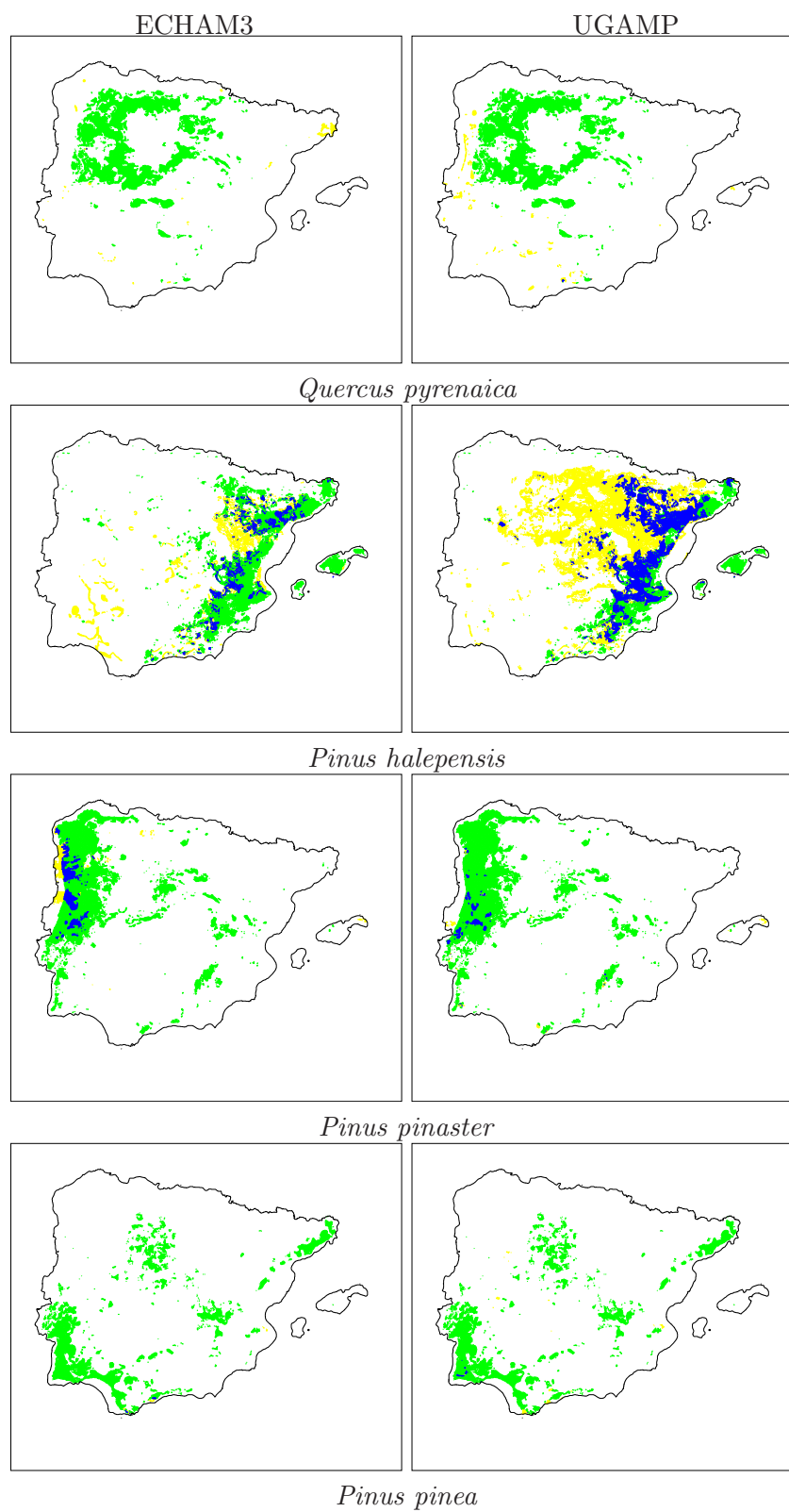


Figura 5.5: Número de especies para cada uno de los escenarios (ECHAM3 y UGAMP) y épocas (LGM y Óptimo Climáticos).









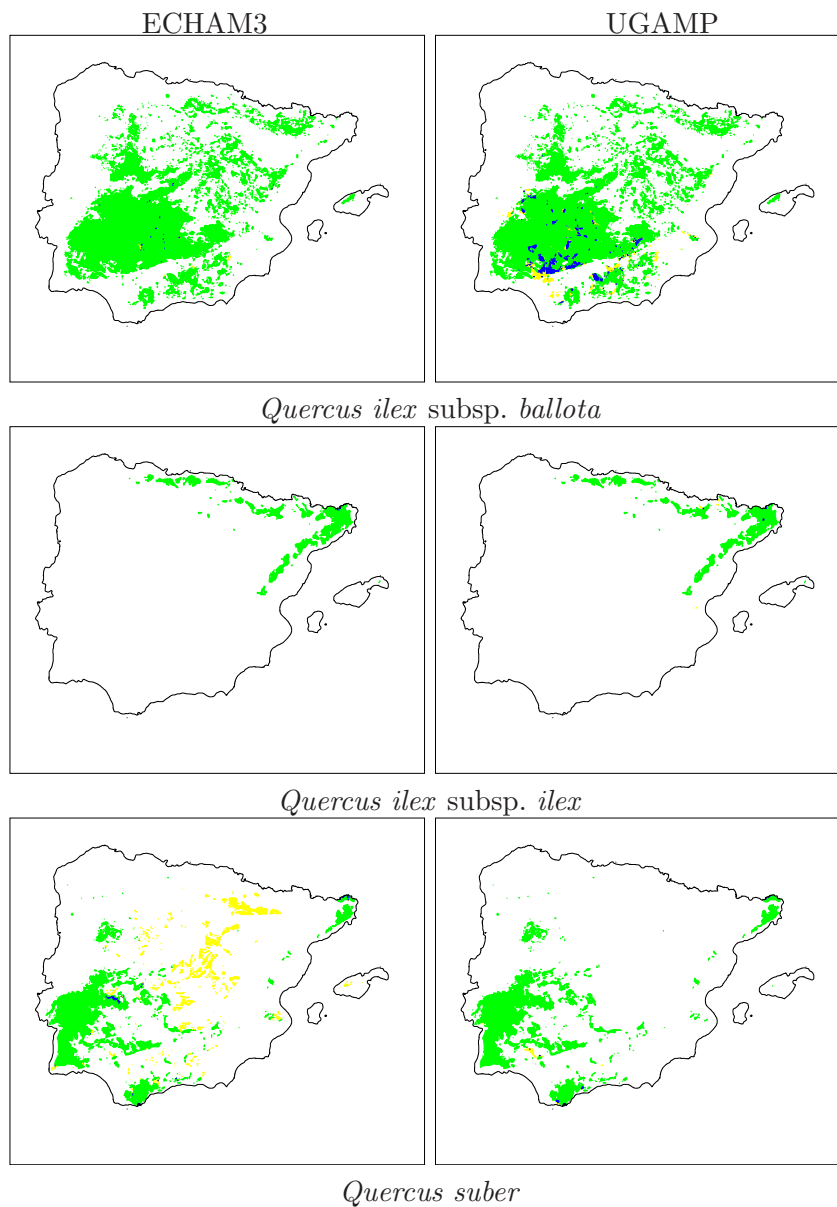


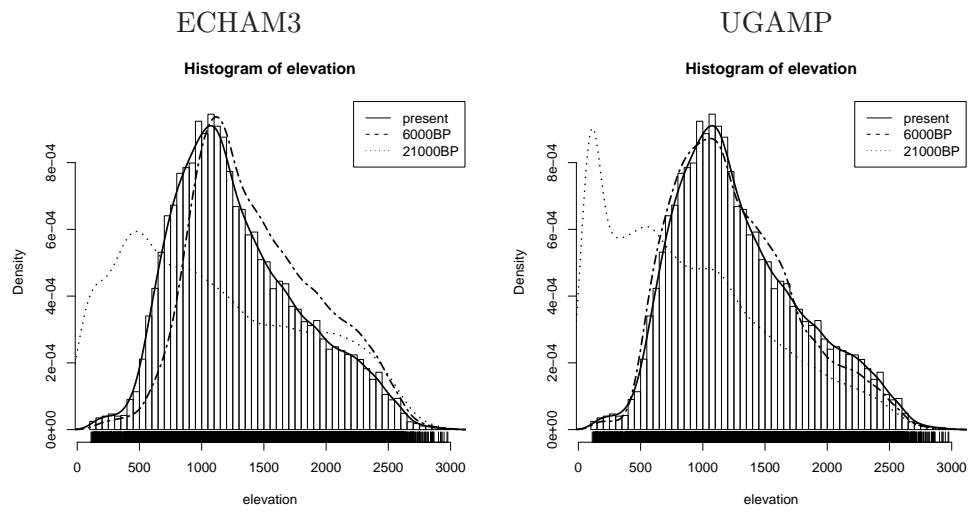
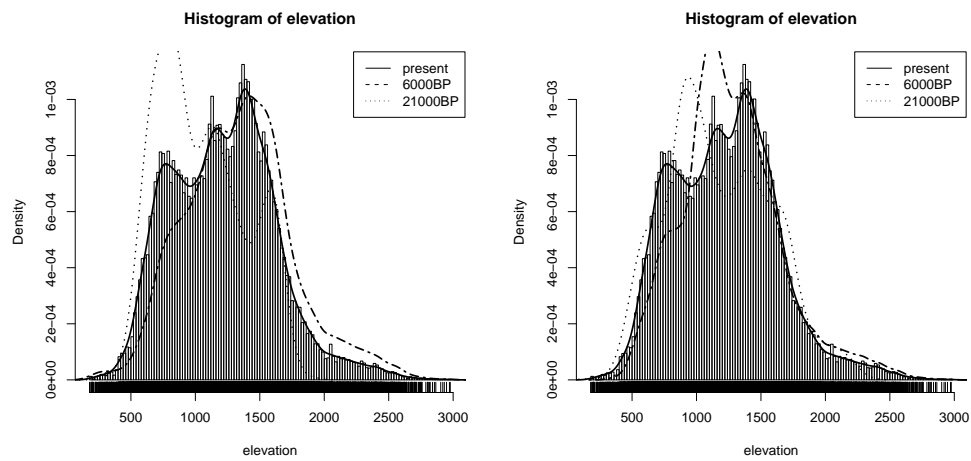
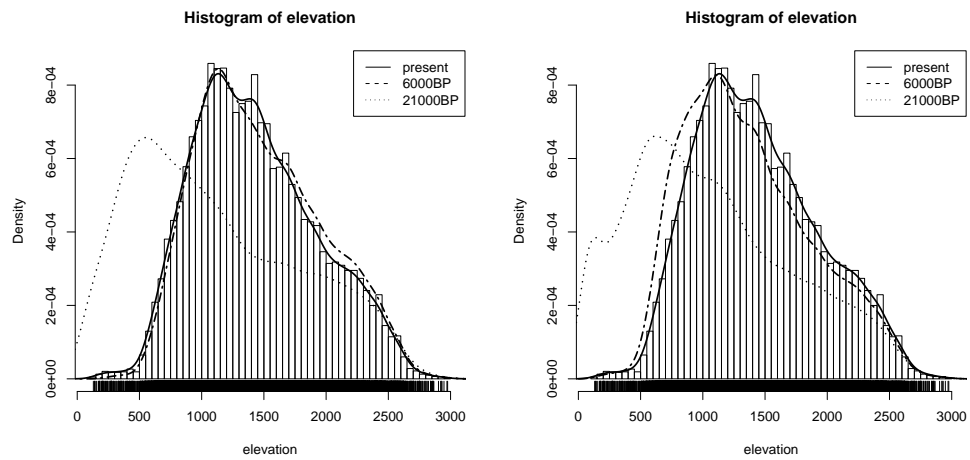
Figura 5.6: Evolución del área de las especies en el LGM en los escenarios ECHAM3 y UGAMP. En azul se muestra el área mantenida (que está presente tanto en el LGM como en la actualidad). En verde aparece el área que está predecida como área potencial en el presente pero que no estaba en el LGM. Y en amarillo el área que se modeliza como potencial para el LGM pero no para el presente.

ESPECIE	Mantenida		Aumentada		Reducida	
	ECHAM3	UGAMP	ECHAM3	UGAMP	ECHAM3	UGAMP
<i>A. alba</i>	4448.91	12306.31	4349.04	16549.48	12064.50	3919.17
<i>C. sativa</i>	2611.95	398.62	12491.40	5388.32	50633.1	46618.07
<i>F. sylvatica</i>	1004.11	120.76	3710.80	1333.60	36068.00	34410.68
<i>J. thurifera</i>	225.496	0.00	693.98	1873.55	32056.10	30696.02
<i>P. halepensis</i>	4965.03	22359.22	12058	58740.34	68968.4	43996.72
<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	675.36	2498.87	4723.16	14946.30	27015.6	23692.11
<i>P. pinaster</i>	0.00	1545.90	0.00	439.05	0.00	71735.77
<i>P. pinea</i>	67.62	76.27	97.87	350.78	42844.4	40802.04
<i>P. sylvestris</i>	700.74	7.29	331.24	1181.24	31631	30903.97
<i>P. uncinata</i>	5815.63	9148.09	5482.39	8365.24	8025.72	4395.89
<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	0.00	72.32	3.25	3931.12	31949	30303.95
<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	0.62	0.00	31.62	66.21	52765.20	49470.39
<i>Q. pubescens</i>	1861.09	4830.12	14.87	1288.55	13797.40	10382.20
<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	27.87	2009.24	46.87	2627.78	136522.00	106174.49
<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	26.25	27.70	0.00	56.74	17428.40	17071.08
<i>Q. petraea</i>	7844.97	10552.42	17728.50	46545.77	19884.70	15961.55
<i>Q. pyrenaica</i>	2.12	29.40	1243.35	1808.24	61725.80	56778.47
<i>Q. robur</i>	2987.32	8012.72	4538.16	20843.08	53783.60	45601.34
<i>Q. suber</i>	208.12	97.85	8616.83	311.41	52460.80	50833.89

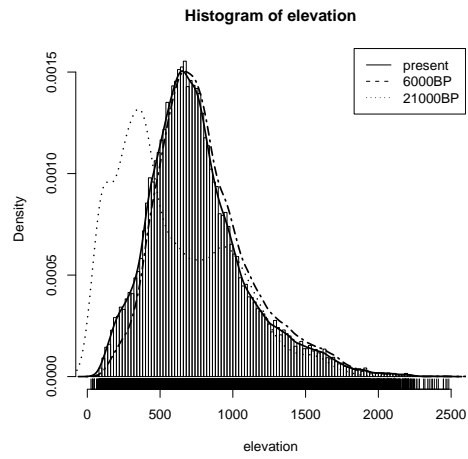
Cuadro 5.4: Área mantenida, aumentada y reducida calculada en el último máximo glacial (para los modelos ECHAM3 y UGAMP) respecto al área potencial en el presente (ver figura 5.6).

5.7. Migración vertical

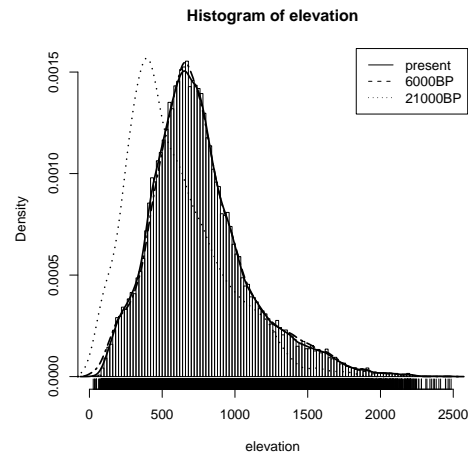
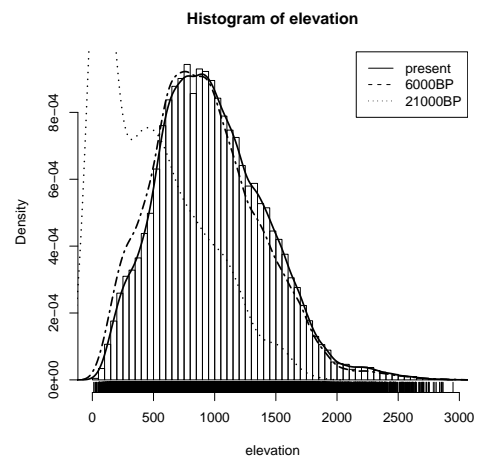
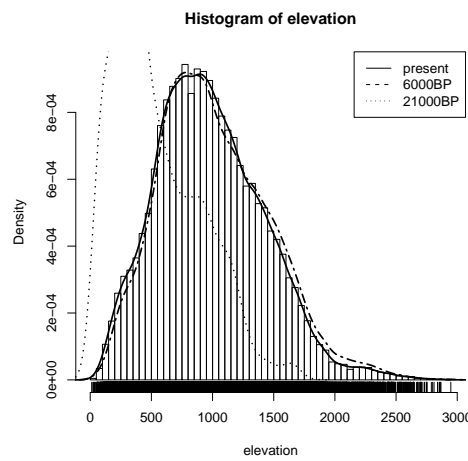
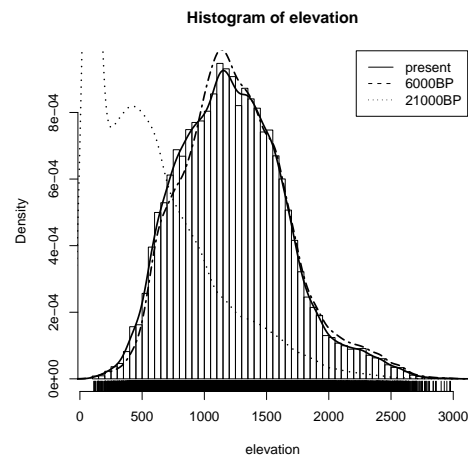
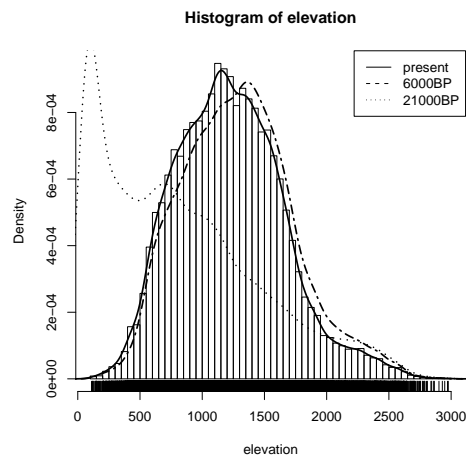
Especialmente importante cuando se estudian los movimientos de las especies en el pasado son los movimientos altitudinales de las especies. Estos movimientos pueden haber favorecido la persistencia de las especies en refugios próximos a los sistemas montañosos durante los periodos más fríos. Aquí se muestran los movimientos que potencialmente podrían haber sufrido las especies desde el LGM hasta la actualidad (Figura 5.7). En este sentido los resultados originados tanto con el modelo ECHAM3 como con el UGAMP muestran resultados similares. Las especies de comportamientos más montanos son las que sufren movimientos en altitud más notables en el LGM. Especialmente patente se hacen estos movimientos para *Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Abies alba*.

*Abies alba**Pinus sylvestris**Pinus uncinata*

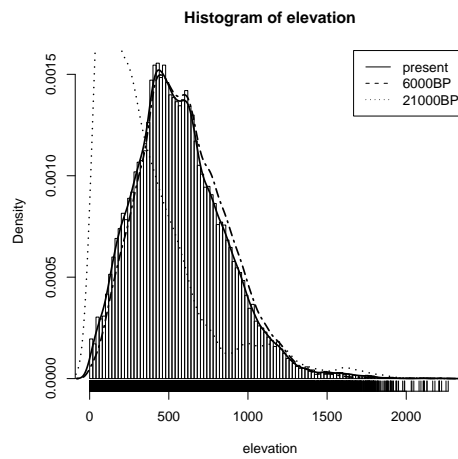
ECHAM3



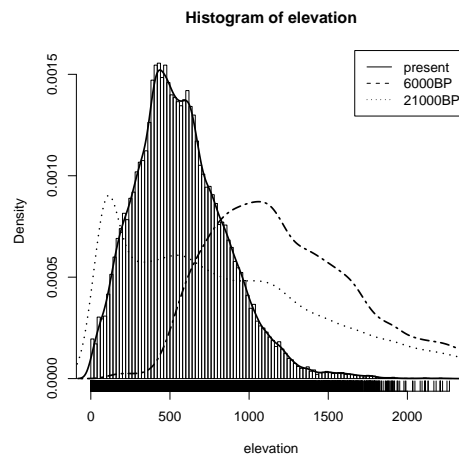
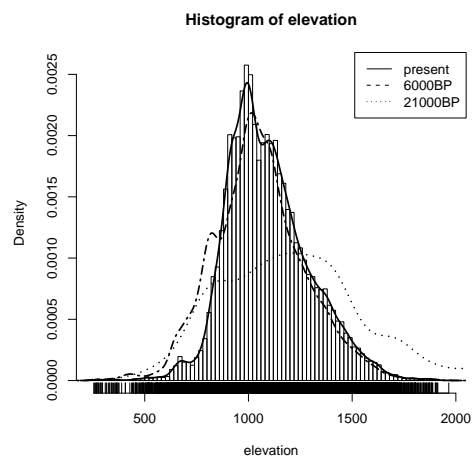
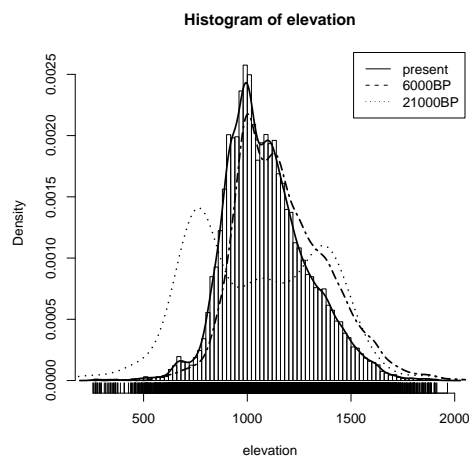
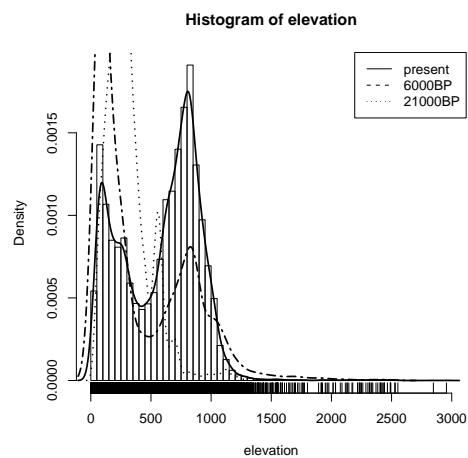
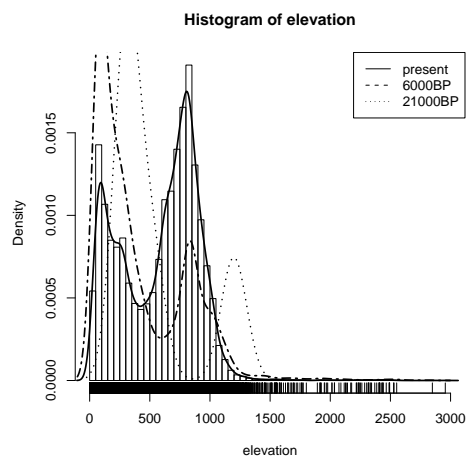
UGAMP

*Castanea sativa**Fagus sylvatica**Quercus petraea*

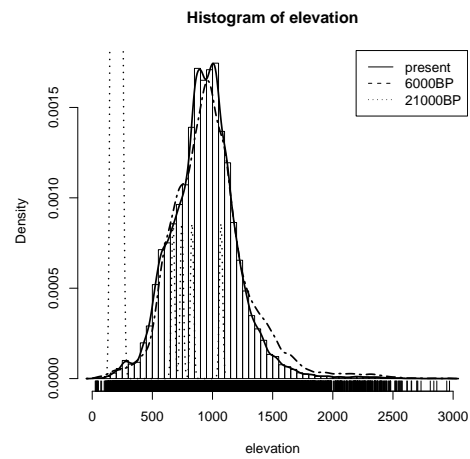
ECHAM3



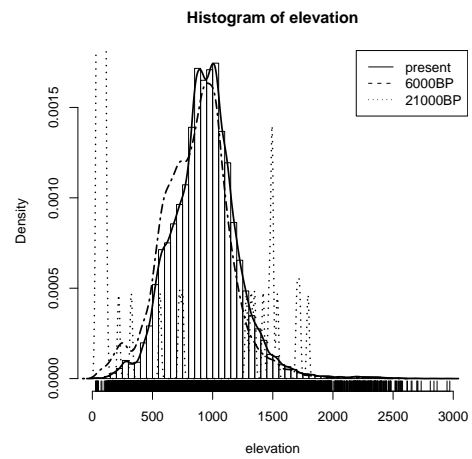
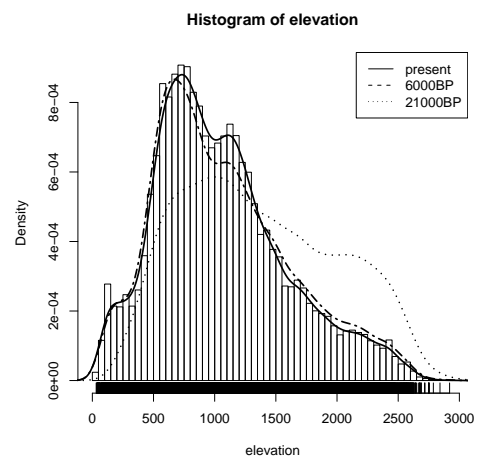
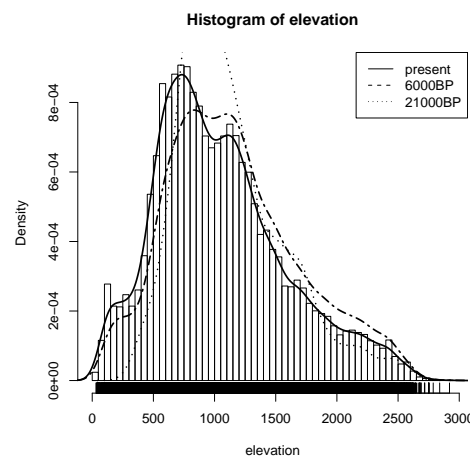
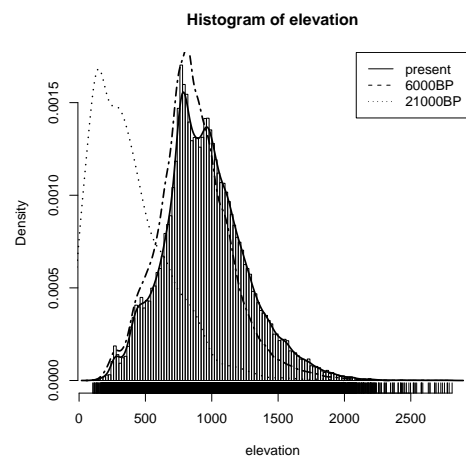
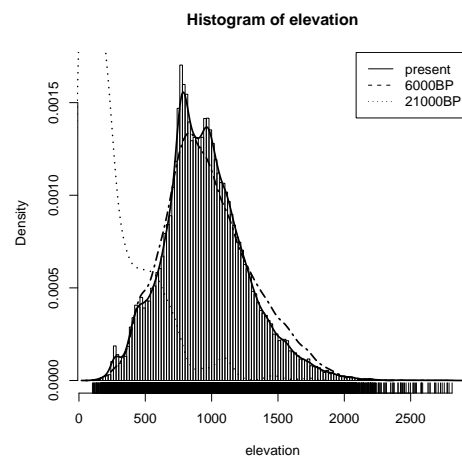
UGAMP

*Quercus robur**Juniperus thurifera**Quercus faginea* subsp. *broteroi*

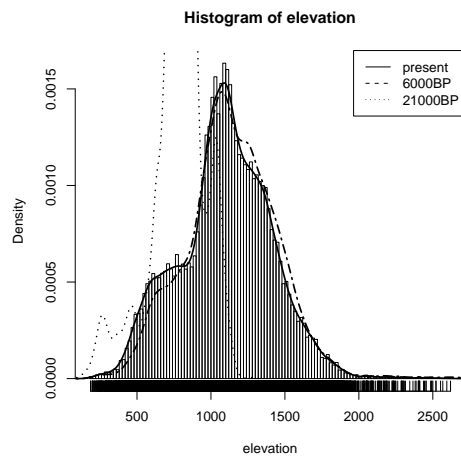
ECHAM3



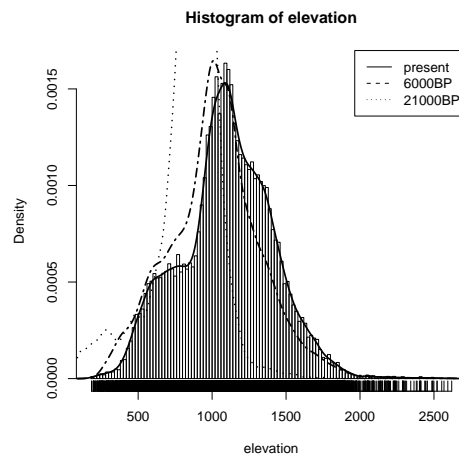
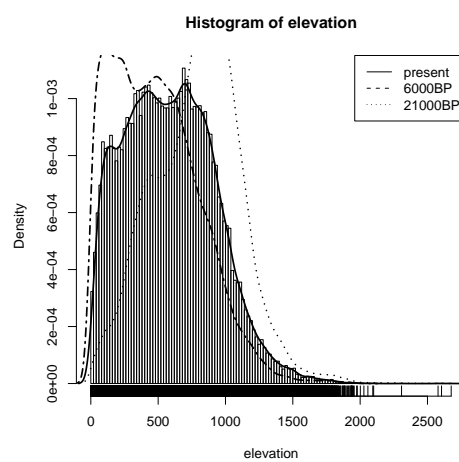
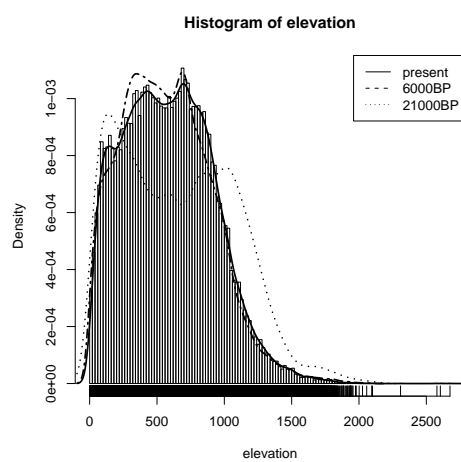
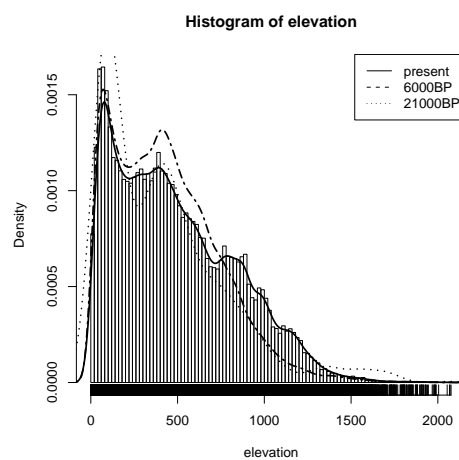
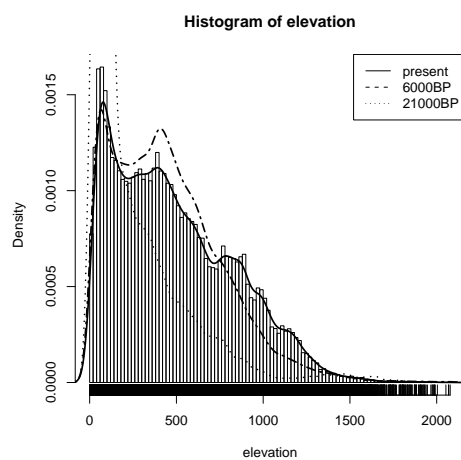
UGAMP

*Quercus faginea* subsp. *faginea**Quercus pubescens**Quercus pyrenaica*

ECHAM3

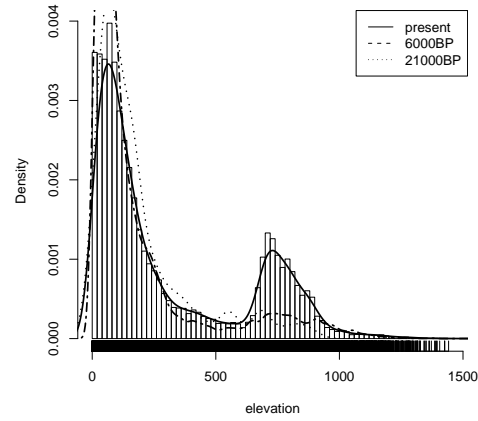


UGAMP

*Pinus nigra* subsp. *salzmanii**Pinus halepensis**Pinus pinaster*

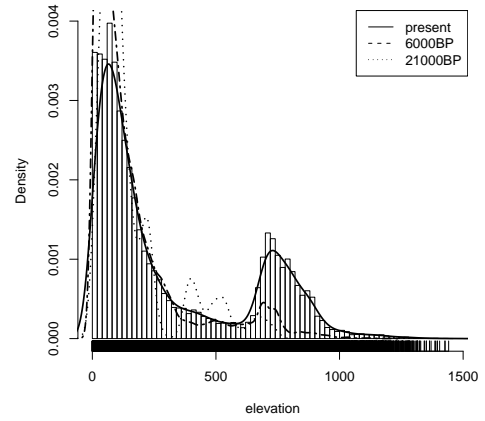
ECHAM3

Histogram of elevation

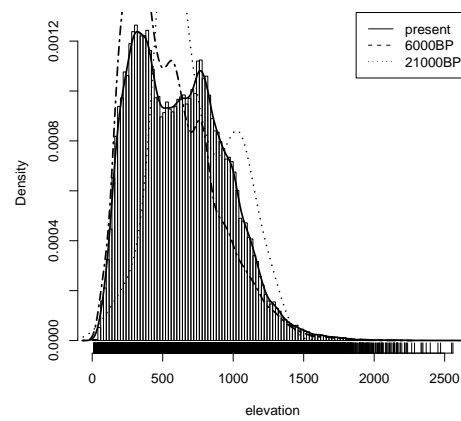


UGAMP

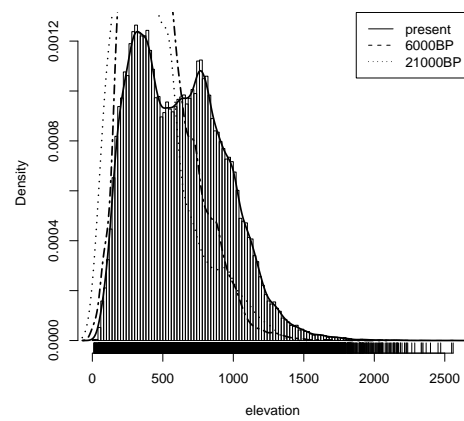
Histogram of elevation

*Pinus pinea*

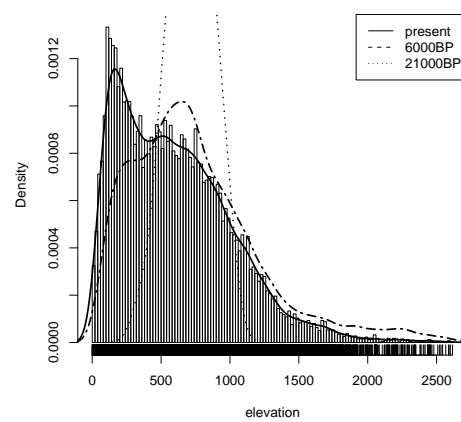
Histogram of elevation



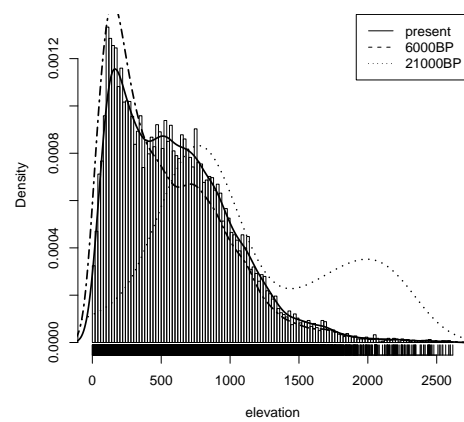
Histogram of elevation

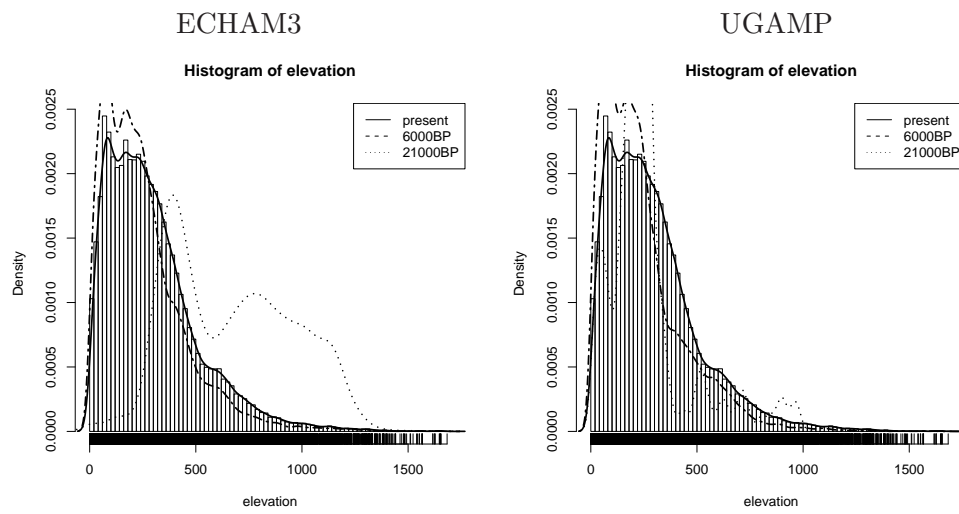
*Quercus ilex* subsp. *ballota*

Histogram of elevation



Histogram of elevation

*Quercus ilex* subsp. *ilex*



Quercus suber

Figura 5.7: Movimientos verticales de las especies en relación con el cambio climático. Se muestra la densidad de cada especie frente a la altitud en los mapas potenciales generados para el presente, el LGM y el Óptimo climático. A la derecha se muestran los resultados obtenidos utilizando como predictores las variables derivadas del modelo ECHAM3 y a la izquierda los resultados cuando se utilizaba el modelo UGAMP.

5.8. Discusión

Los resultados que se muestran en este capítulo constituyen el primer estudio de predicción de la vegetación potencial para el pasado generado a partir de modelos de circulación atmosférica y sin utilizar datos paleopolínicos para la reconstrucción en Europa. Existe sólo una aproximación parecida que utiliza el modelo de circulación atmosférica FOAM en la predicción y reconstrucción de análogos [165]. Esta forma de estudio de la vegetación se ha utilizado profusamente para modelizar áreas potenciales para el presente y para el futuro [17] [166] [10]. La gran ventaja de esta aproximación al estudio de la vegetación potencial en el pasado es la independencia de los datos generados de los estudios polínicos, lo que permite utilizar estos últimos para validar biológicamente los modelos resultantes.

5.8.1. Limitaciones

Como todas las técnicas de modelización, ésta también presenta algunas limitaciones que se deben tener en cuenta en la interpretación de los resultados. Una de las limitaciones más importantes de este trabajo es el uso de los modelos generados por el PMIP, porque estos modelos difieren bastante unos de otros [43] [44], especialmente para el LGM. Los resultados obtenidos por los modelos PMIP han sido comparados principalmente por resultados de reconstrucciones climáticas a partir de tipos funcionales de plantas (reconstrucción por análogos), resultando que el clima estimado para el oeste de Europa mediante los modelos PMIP era más cálido y húmedo que el estimado mediante reconstrucción de análogos [43] [42]. Los resultados obtenidos en este trabajo confirman esta diferencia entre los modelos encontrada en la bibliografía. La diferencia entre ambos modelos estimada por el estadístico kappa era siempre mayor (menor valor de kappa) en los modelos generados para el LGM, si bien esto puede deberse a la escasez de puntos de presencia de las especies en ambos modelos para este periodo. El incremento en el valor del estadístico kappa que se observa para los modelos en el Mid-Holocene puede asimismo deberse a una mayor presencia de las especies predicha para este periodo. La incertidumbre en los modelos queda patente en los resultados obtenidos para la predicción de las especies con los dos modelos utilizados en este trabajo, ECHAM y UGAMP (Cuadro 5.3).

Otra limitación viene derivada del hecho de asumir que las especies están en equilibrio actualmente con el clima. Esto supone que los modelos están calibrados en el presente y se utilizan posteriormente para predecir en el pasado. La suposición de que la vegetación está en equilibrio con el clima es una limitación que es común a prácticamente todas las técnicas de modelización de la vegetación. Por ejemplo, la reconstrucción de clima o de biomas a partir de tipos funcionales de plantas presenta la misma limitación.

Además en este trabajo no se toma la valencia ecológica total para algunas especies, hecho que estaría solventado para algunas de ellas por presentar sub-

poblaciones peninsulares que difieren del resto de las europeas, como es el caso de *Pinus sylvestris* [137] [138].

5.8.2. Efectos del cambio climático en el pasado sobre las distribuciones de las especies

Los resultados que se obtienen para el pasado, a diferencia de lo que ocurre con las predicciones para el futuro, se pueden contrastar con la bibliografía que existe de la presencia de estas especies durante los dos periodos estimados en el estudio. Esta validación con datos biológicos da una mayor credibilidad a los mapas predictivos generados para el pasado en este trabajo.

El último máximo glacial (21000BP)

Los estudios polínicos que abarcan el LGM en Europa, muestran esta época como una época dominada por ambientes de estepa [167] [20] [168], (incluso en la cuenca mediterránea [169]), permitiendo en las situaciones más favorables la presencia de algunas especies, relegadas a algunas áreas refugio [151] [18]. Esta imagen coincide con los resultados para el último máximo glacial obtenidos en este trabajo, que muestran unas áreas muy reducidas para todas las especies respecto al presente, reduciendo casi hasta la extinción las áreas potenciales de algunas especies: *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Pinus pinea* y *Quercus ilex* subsp. *ilex* para ambos modelos ECHAM3 y UGAMP (Figura 5.1).

Para la península Ibérica no existen muchos yacimientos que cubran el LGM, por lo que no se conocen bien los patrones de la vegetación durante esta época. Por medio de algunas secuencias polínicas que cubren este periodo se sabe que los pinos fueron parte importante del paisaje vegetal en la península Ibérica durante el LGM [170]. Se ha encontrado polen de especies englobadas dentro del grupo *Pinus* type *sylvestris* (polen atribuible a *Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* o *Pinus nigra*) en altitudes medias en el norte de la península Ibérica [171], en el Sistema Central español [146], en el Sistema Bético [172] y en algunas partes de Portugal [173]. Los mapas potenciales de estas especies generados para el LGM confirman la existencia de estas especies. Además amplían las áreas respecto a los resultados encontrados por la palinología.

También mediante palinología se ha demostrado la presencia de *Quercus* caducifolios en Padul (Granada) [172], así como una rápida presencia en la recuperación postglacial de *Quercus ilex* y *Quercus suber*, que conducirían a pensar que se mantuvieron en refugios béticos durante el periodo glacial. Estas presencias también están apoyadas por los resultados mostrados en este trabajo donde para el LGM persisten áreas potenciales de encina y alcornoque en el sur de la Península.

Al final del LGM existe el testimonio de pólen fósil de la presencia de *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Quercus* caducifolios y perennes y *Juniperus* en la Sierra de Segura, en el sureste peninsular [174]. Estas presencias también quedan

confirmadas con los resultados obtenidos en estos análisis.

Todas las citas de presencia de polen fósil de las especies para el LGM han sido confirmadas con los modelos obtenidos en este trabajo. Esto valida los modelos predictivos para el LGM, si bien resultan demasiados pocos datos como para asegurar la presencia de especies en todos los lugares donde se predice la potencialidad de las especies.

Además de los datos de presencia de las especies (que han sido corroborados para todos los casos en los que existía documentación de yacimientos polínicos) provenientes de los análisis de modelización aquí presentados, se pueden conocer las altitudes a las que era predecible que habitaran las especies en el pasado. Una tendencia mostrada por casi todas las especies durante el LGM es permanecer en cotas más bajas respecto a las cotas en las que habitan en la actualidad o en las que habitaban en el óptimo climático (Figura 5.7). Esta tendencia es manifiesta para las coníferas de montaña (*Abies alba*, *Pinus sylvestris* y *Pinus uncinata*), que en el LGM tienden a situarse en las partes más basales de las montañas (Figura 5.7). Las especies planocaducifolias europeas también sufren un desplazamiento fuerte hacia las partes más bajas, especialmente notable para *Quercus petraea* y *Fagus sylvatica*. En las especies menos montanas esta tendencia es menos evidente.

La recuperación climática de 6000BP

El mejoramiento climático que se produjo alrededor de 6000BP tuvo un efecto marcado sobre la vegetación, especialmente en la península Ibérica, donde la vegetación se pudo expandir gracias a la existencia de refugios de flora [151] [162]. Durante este periodo el paisaje forestal ibérico estaba dominado por bosques planocaducifolios en el norte peninsular [175] [176] [170]. Esta expansión de las especies planocaducifolias se aprecia bien en los resultados expuestos en este trabajo. En los mapas potenciales (Figura 5.1) se aprecia la expansión que se produce en esta época especialmente para *Castanea sativa* y *Fagus sylvatica*, cuyas distribuciones potenciales, además son bastante coincidentes con las distribuciones potenciales generadas en este trabajo para el presente (Figura 4.1).

En cuanto a los bosques de *Quercus* perennifolios, se encuentran ya para esta época testimonios fósiles de su presencia en el norte de la península Ibérica, aunque en bajas concentraciones polínicas [176]. En los modelos generados en este trabajo *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Quercus ilex* subsp. *ballota* encuentran también áreas climáticamente potenciales para su asentamiento en el norte peninsular. Además de su presencia esporádica en el norte peninsular existen datos polínicos que confirman su existencia en el sur peninsular en esta época [172] [177].

5.8.3. Detección de áreas refugio y vías migratorias

Los resultados que se exponen de esta modelización apoyan el papel de la península Ibérica como refugio de flora en el LGM. García Antón y col. [151] representan una idealización del paisaje ibérico en el máximo würmiense, donde entre distintos tipos de estepas señalan dos tipos de refugios. Los refugios de los árboles mediterráneos situados en el cuadrante suroccidental peninsular y en las montañas del sur y de Cataluña y los refugios de árboles atlánticos en la costa atlántica del norte y noroccidente ibérico. En la figura 5.5 se aprecian efectivamente los refugios atlánticos en el noroeste peninsular, donde se predice la presencia de *Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Quercus robur* y *Castanea sativa* (Figura 5.1).

Además de los resultados anteriormente expuestos de paleopalinología, el estudio de los refugios y especialmente de las rutas migratorias de las especies se está llevando a cabo en los últimos años usando métodos moleculares. Utilizando marcadores moleculares se consigue observar la variación geográfica y deducir estructuras filogeográficas. Mediante estas técnicas se han detectado los refugios para algunas especies, por ejemplo para *Abies alba* en el Pirineo [178]. También se confirma así la persistencia en refugios de los denominados *roble blancos* (*Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Quercus pubescens*, *Quercus faginea*, *Quercus pyrenaica* y robles afines) en la península Ibérica [179] [180]. En estas zonas refugio de robles blancos (entre ellas las áreas refugios ibéricas) estudiados para toda Europa la diversidad cloroplástica de las especies es mayor que en otras zonas de Europa [181]. Los modelos presentados en esta tesis también testimonian la presencia de este grupo de *roble blancos* en la península Ibérica en el último máximo glacial.

A las anteriores especies se pueden añadir la existencia de datos moleculares que apuntan hacia la presencia en refugios de especies perennifolias en las Islas Baleares durante el último máximo glacial [182]. Estas presencias también vienen detectadas mediante la modelización realizada en este capítulo, que destacan la presencia de *Quercus suber* en Baleares durante el LGM.

Los datos mostrados en esta tesis apuntan además hacia una migración vertical de las especies como respuesta al cambio climático, lo cual ya ha sido puesto de manifiesto para algunas especies como por ejemplo *Pinus sylvestris* por otros autores utilizando distintas aproximaciones [183].

En resumen, los resultados expuestos en este capítulo para el LGM confirman la importancia de los pinos (*Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*) en el paisaje vegetal ibérico, así como la presencia de *Quercus perennifolia* en el sur peninsular. Además se pone de manifiesto la importancia de los movimientos altitudinales de las especies como respuesta al cambio climático. Para el LGM ésto se traduce en la persistencia de algunas especies en este periodo en las partes basales del Pirineo.

El mejoramiento climático que supuso el Mid-Holocene queda patente en los resultados aquí expuestos, donde se aprecia una gran expansión de las especies planocaducifolias y una colonización del norte peninsular por parte de los *Quercus perennifolia*.

Capítulo 6

Predicción de las distribuciones de las especies en el futuro bajo los supuestos de calentamiento global

En este capítulo se presentan los resultados de las modelizaciones en el futuro, bajo distintos escenarios de cambio climático. Originariamente la predicción se llevó a cabo utilizando 18 escenarios climáticos que cubren 2020, 2050 y 2080 en los supuestos A1, A2, B1 y B2 del IPCC utilizando las modelizaciones del CSIRO y en los supuestos A2 y B2 utilizando los modelos del HadCM3. Para los escenarios A2 y B2 se comparan los resultados obtenidos por ambos modelos. Posteriormente, con el objetivo de ilustrar algunas tendencias debidas al cambio climático se seleccionó el escenario A2 en el año 2080 del CSIRO, calculándose sobre este escenario las migraciones verticales y horizontales de las especies en el futuro y el área mantenida, expandida y reducida.

Los resultados muestran una disminución acusada en el área de distribución de todos los bosques ibéricos para cualquiera de los escenarios. Esta disminución es grande para los bosques formados por coníferas de montaña: *Abies alba*, *Pinus sylvestris* y *Pinus uncinata*. Los bosques atlánticos sufren también una pérdida en su área de distribución, especialmente *Fagus sylvatica* y *Quercus petraea*. Las especies submediterráneas también sufren una considerable pérdida en su área de distribución, especialmente *Quercus pyrenaica*. Por el contrario, las especies mediterráneas muestran un comportamiento más flexible, desplazando sus áreas de distribución, lo que conlleva a una disminución de área menor que la predecida por otras especies. La tasa de cambio en la composición de los bosques (*turnover*) llega hasta un 40 % de cambio asumiendo dispersión universal y un 30 % para el 2080 cuando se asume que no existe dispersión.

6.1. Introducción

Existen pruebas de que el cambio climático está ya afectando a los ecosistemas y a los organismos en los últimos años [2] [184]. Una de las respuestas de las especies al cambio climático son los desplazamientos tanto en altitud como en latitud [185]. Este movimiento de las especies ha sido estimado a diferentes escalas y regiones, principalmente por medio de modelización climática de las especies (*species climate envelope models*) [11] [99] [10] [186]. En todos estos casos las especies presentan un desplazamiento potencial para el futuro notable en relación con el presente.

Existen bastantes estudios en los que se han modelizado las áreas potenciales de las especies en el futuro bajo los supuestos de cambio climático del IPCC, pero hasta el momento no existe ninguno que haya estudiado en detalle una península mediterránea. En Europa los mayores esfuerzos en esta línea han sido el modelizar las especies a una escala europea con una resolución de 50 km, usando como entradas para el modelo el Atlas de Flora Europea [16] ([17] [9] [10]). Además en Europa existen aproximaciones regionales para el Reino Unido [14] y para los Alpes suizos [13].

Los estudios regionales tienen una importancia particular, porque el impacto del calentamiento global será predeciblemente diverso de una región a otra [62], pudiendo afectar más intensamente a determinadas áreas. Dentro de los hábitats europeos, se espera que los ecosistemas de mayor altitud resulten más afectados por el cambio climático [187] [188]. Presumiblemente, las especies de montaña se verán forzadas a un ascenso en altitud, cuando sea posible [185]. La región mediterránea se espera que se vea seriamente afectada por el cambio climático [23], esto puede ser debido en parte a su naturaleza transicional entre la región Euro-Siberiana y la Sáhara-Índica y en parte a la intensificación de los eventos extremos climáticos como sequías y fuegos que se predice que aumentarán en los próximos años [61].

El cambio climático puede además producir cambios en la composición de los ecosistemas y la biodiversidad [189]. Los cambios en la composición de las comunidades como respuesta al cambio climático futuro se han medido principalmente como una tasa de cambio o *turnover*. Los valores de esta medida obtenidos para escenarios de cambio futuro respecto al presente cuando se trabaja a una escala continental son bastante altos [166] [99] [190] [191].

La mayor diversidad de Europa está concentrada en la región Mediterránea [63]. Dentro de la región mediterránea, la península Ibérica es uno de los *hot-spots* de biodiversidad, que además reúne todas las características para verse afectada seriamente por el cambio climático: clima mediterráneo, montañas con especies que alcanzan su límite sur de distribución, intensas sequías en algunas regiones, aislamiento geográfico que dificulta la migración de las especies, un gran número de endemismos [64] [65] y un grupo de especies con acervos genéticos que difieren de los europeos [160] [138]. El efecto del cambio climático en la península Ibérica es predecible que venga determinado por un aumento de las temperaturas y un

descenso de las precipitaciones [192]. Además de una intensificación de las sequías regionales [193]. Por todo ello, la península Ibérica resulta un marco idóneo para estudiar como afecta el cambio climático a los patrones de la vegetación.

6.2. Validación

Los modelos generados son validados para el presente, donde se evalúan utilizando el área de distribución actual de la especie. La validación viene realizada en un conjunto de datos independiente al del entrenamiento, y medida por el área bajo la curva (AUC). Tanto el proceso como los resultados de la validación de los modelos pueden por tanto ser consultados en la sección 4.2.

6.3. Mapas predictivos de las especies generados

Como resultado final del uso del marco de modelización para todos los escenarios del futuro y especies se produjeron un total de 352 mapas predictivos para el futuro [(19 especies x 3 escenarios (2020,2050,2080) x 4 líneas evolutivas CSIRO (A1,A2,B1,B2)) + (19 especies x 3 escenarios(2020,2050,2080) x 2 líneas evolutivas HadCM3 (A2,B2))]. Aquí se muestran los resultados obtenidos para todos ellos, y para las líneas A2 y B2 se comparan los resultados obtenidos tanto por el HadCM3 como por el CSIRO para la predicción.

En las figuras 6.1, 6.2, 6.3, 6.4, 6.5, 6.6, 6.7, 6.8, 6.9, 6.10, 6.11, 6.12, 6.13, 6.14, 6.15, 6.16, 6.17, 6.18, 6.19, 6.20, 6.21, 6.22, 6.23, 6.24, 6.25, 6.26, 6.27, 6.28, 6.29, 6.30, 6.31, 6.32, 6.33, 6.34, 6.35, 6.36, 6.37 y 6.38 se reúnen los resultados obtenidos para cada una de las especies, utilizando los escenarios proporcionados por el CSIRO para todas las líneas evolutivas (en azul en los mapas) y los resultados del modelo HadCM3 para el A2 y el B2 (estos se muestran en verde). Tanto en las figuras mencionadas como en las cuadros derivadas de ellas (Cuadros 6.1, 6.2, 6.3 y 6.4) se aprecia como los modelos realizados con escenarios A1 y A2 presentan áreas de distribución más restrictivas que aquellos que fueron calculados usando los modelos B1 y B2. Esta tendencia se aprecia en las modelizaciones producidas utilizando ambos escenarios (HadCM3 y CSIRO).

Si bien los movimientos de las especies como respuesta al efecto del cambio climático se producen de forma individual, en este trabajo se han encontrado además tendencias en los distintos tipos de bosques, por lo que se explican los resultados según a que tipo de bosque pertenezcan:

6.3.1. Bosques de coníferas de montaña (*Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Abies alba*).

La tendencia general de este tipo de bosques es una rápida disminución en la ocupación de su área (Figuras 6.1, 6.2, 6.3, 6.4, 6.5 y 6.6). Para los dos escenarios analizados más en profundidad, A2 y B2 tanto para HadCM3 como

para CSIRO, se aprecian comportamientos parecidos en estas especies. En todos ellos, la especie que más drásticamente disminuye su área es *Pinus sylvestris* disminuyendo su área de ocupación hasta un 0.65 % respecto a la estimada para el presente en el escenario A2-HadCM3 en 2080.

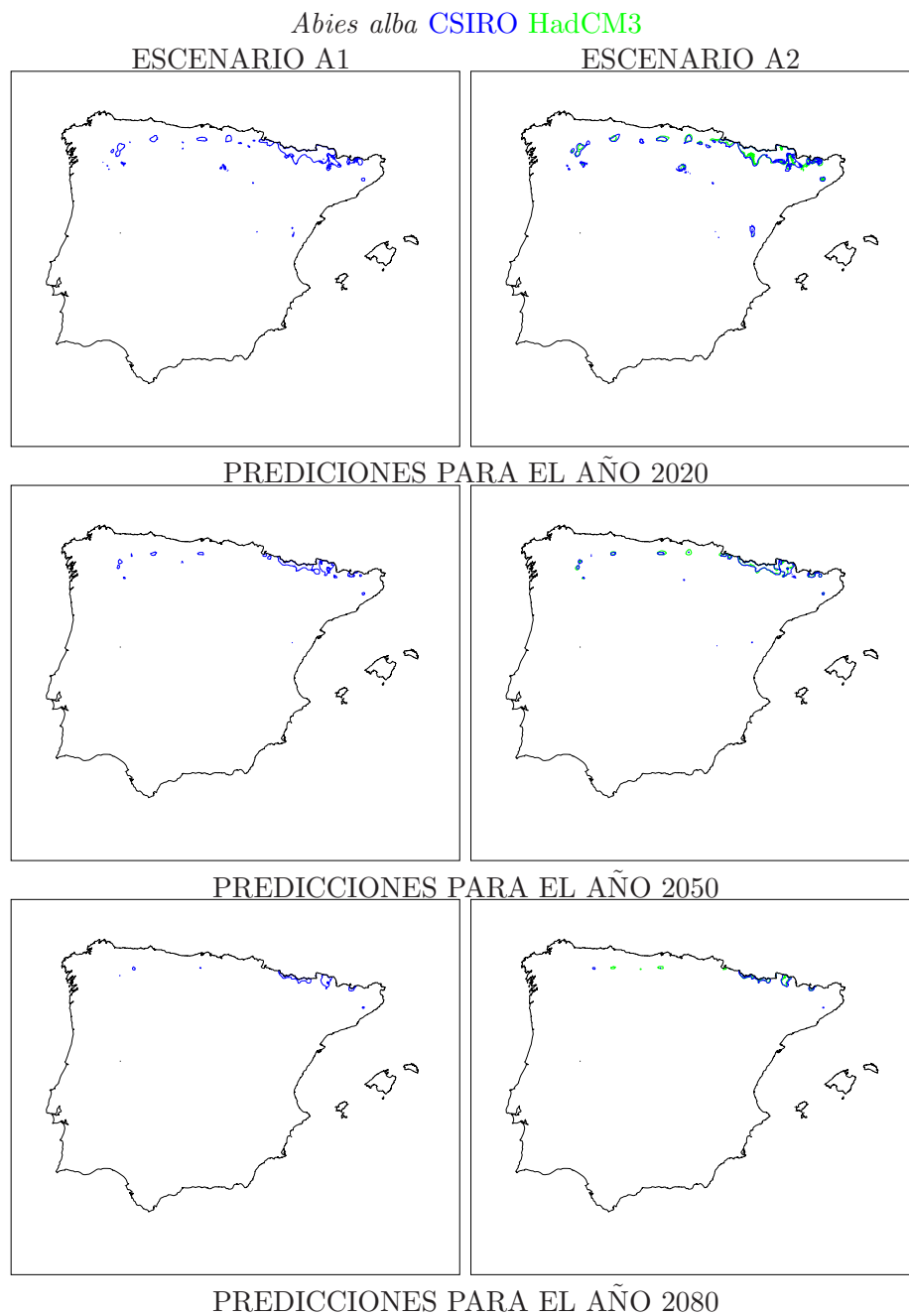


Figura 6.1: Predicción de área potencial de *Abies alba* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y los escenarios A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

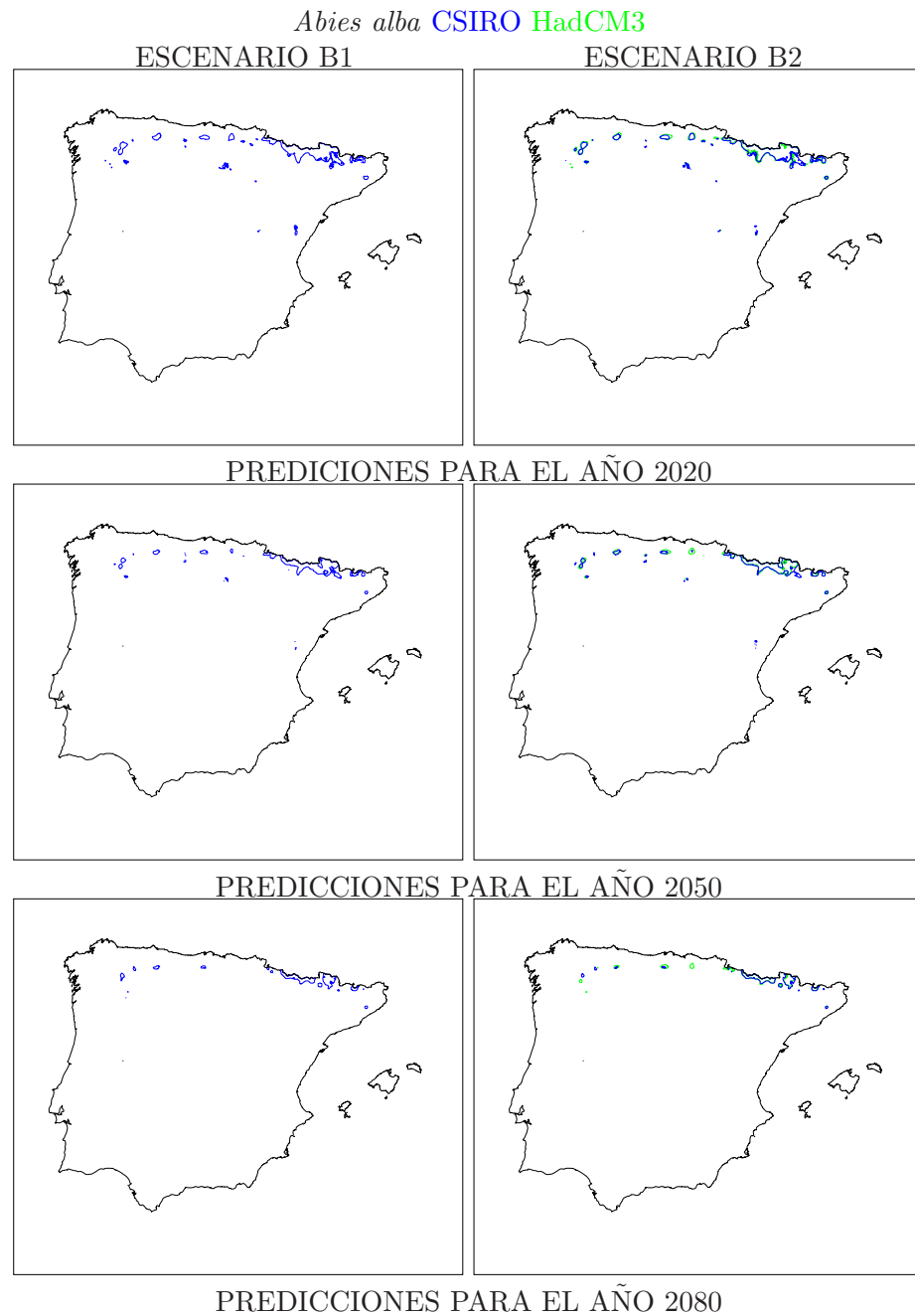


Figura 6.2: Predicción de área potencial de *Abies alba* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

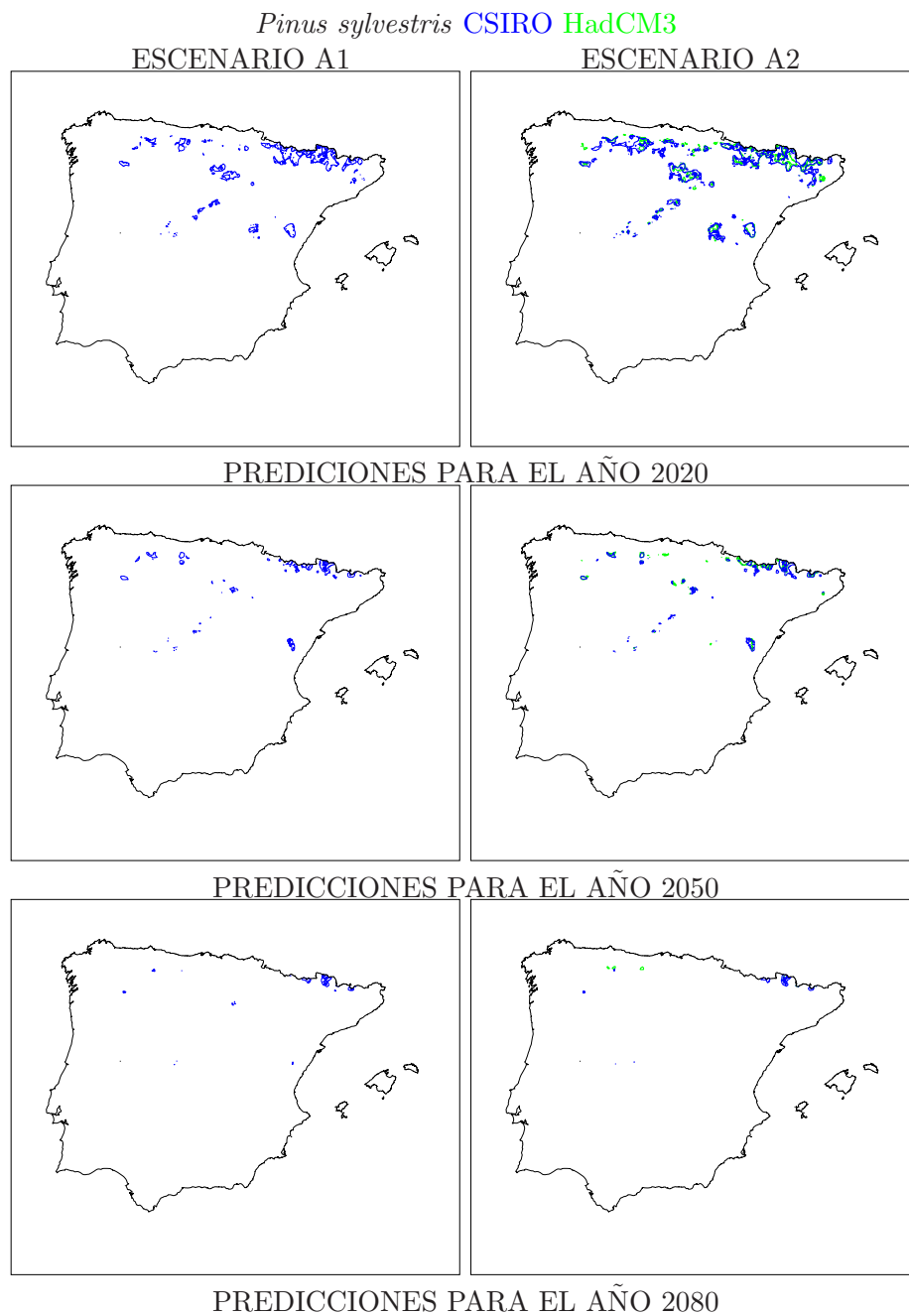


Figura 6.3: Predicción de área potencial de *Pinus sylvestris* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

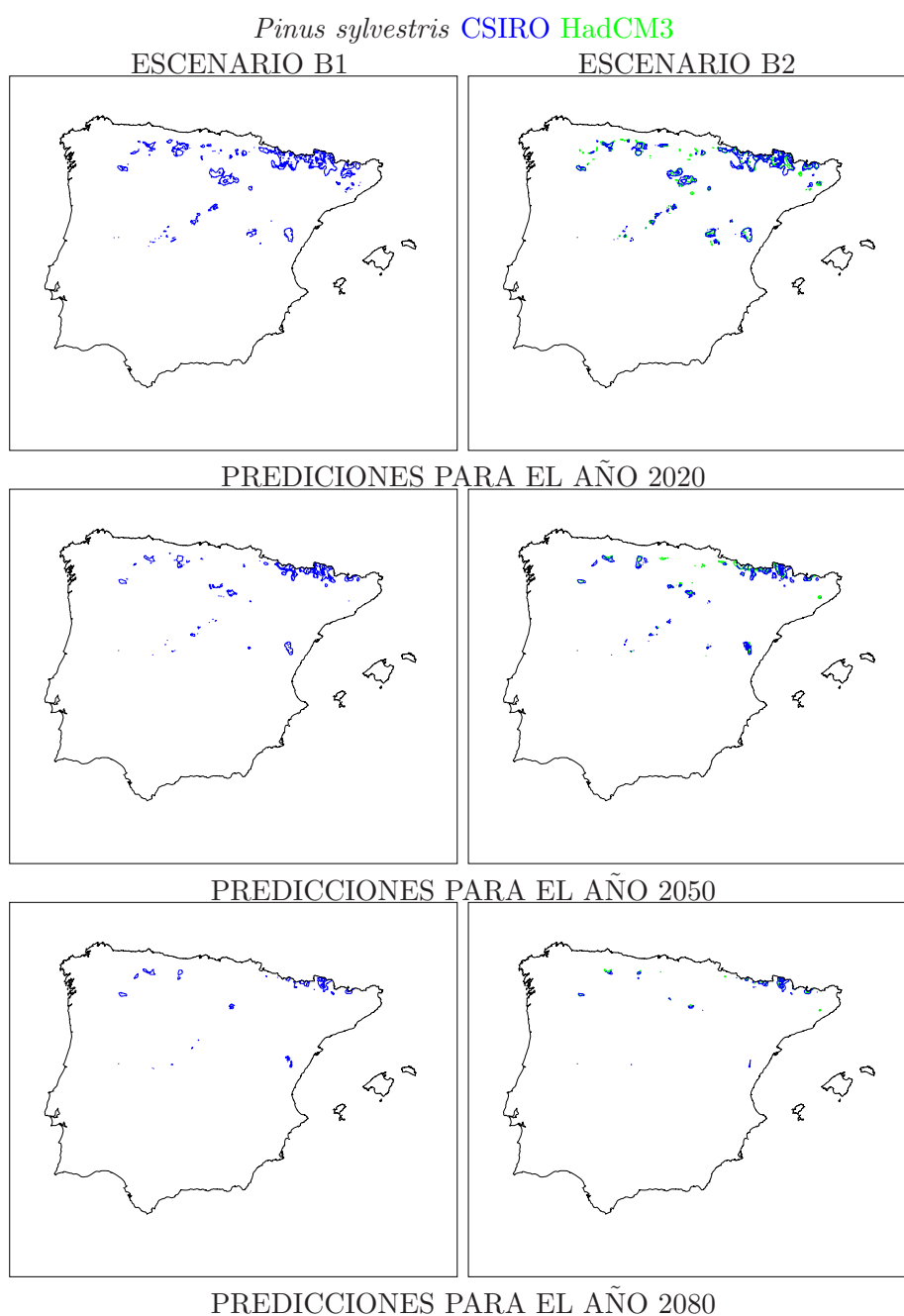


Figura 6.4: Predicción de área potencial de *Pinus sylvestris* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

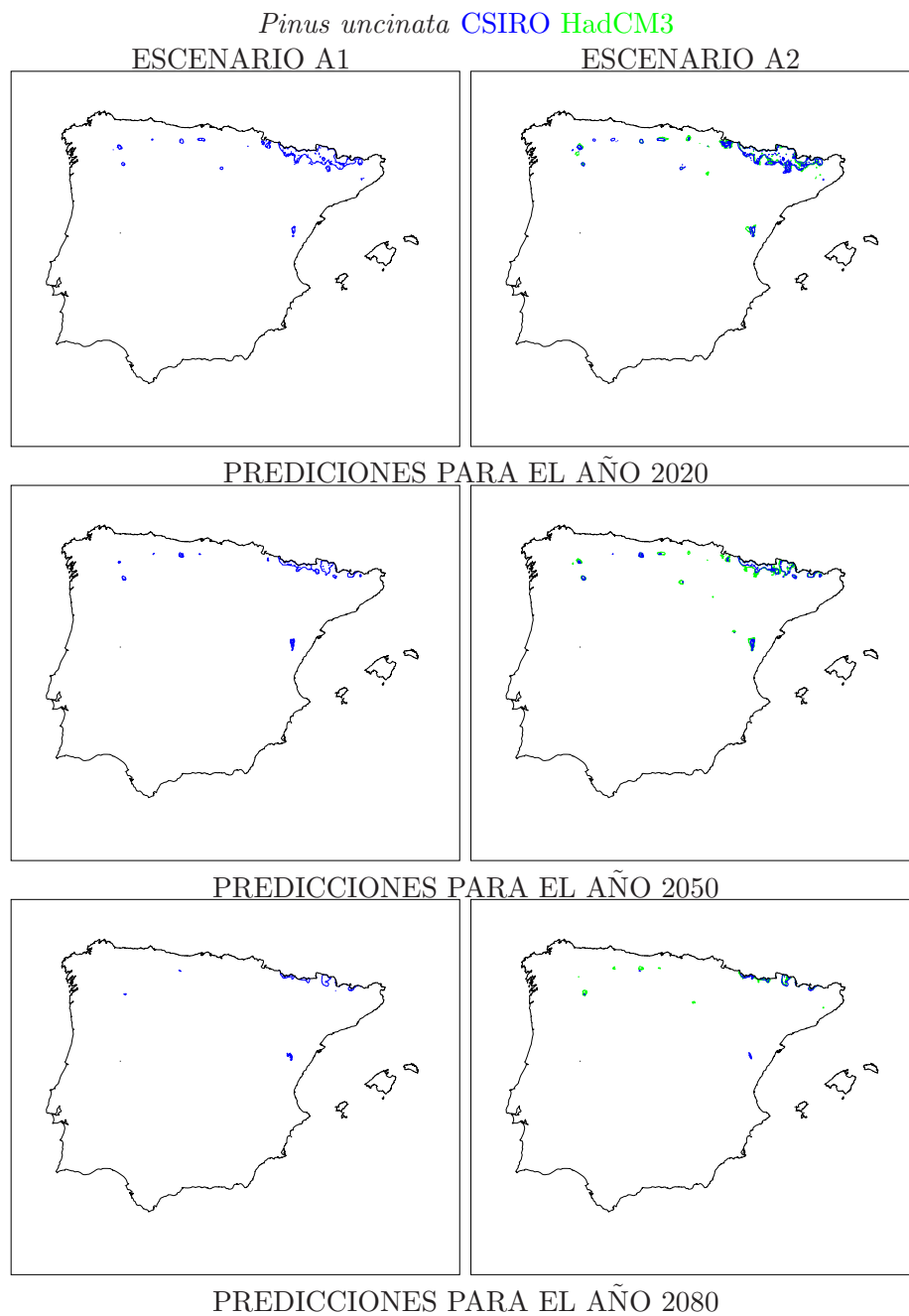


Figura 6.5: Predicción de área potencial de *Pinus uncinata* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

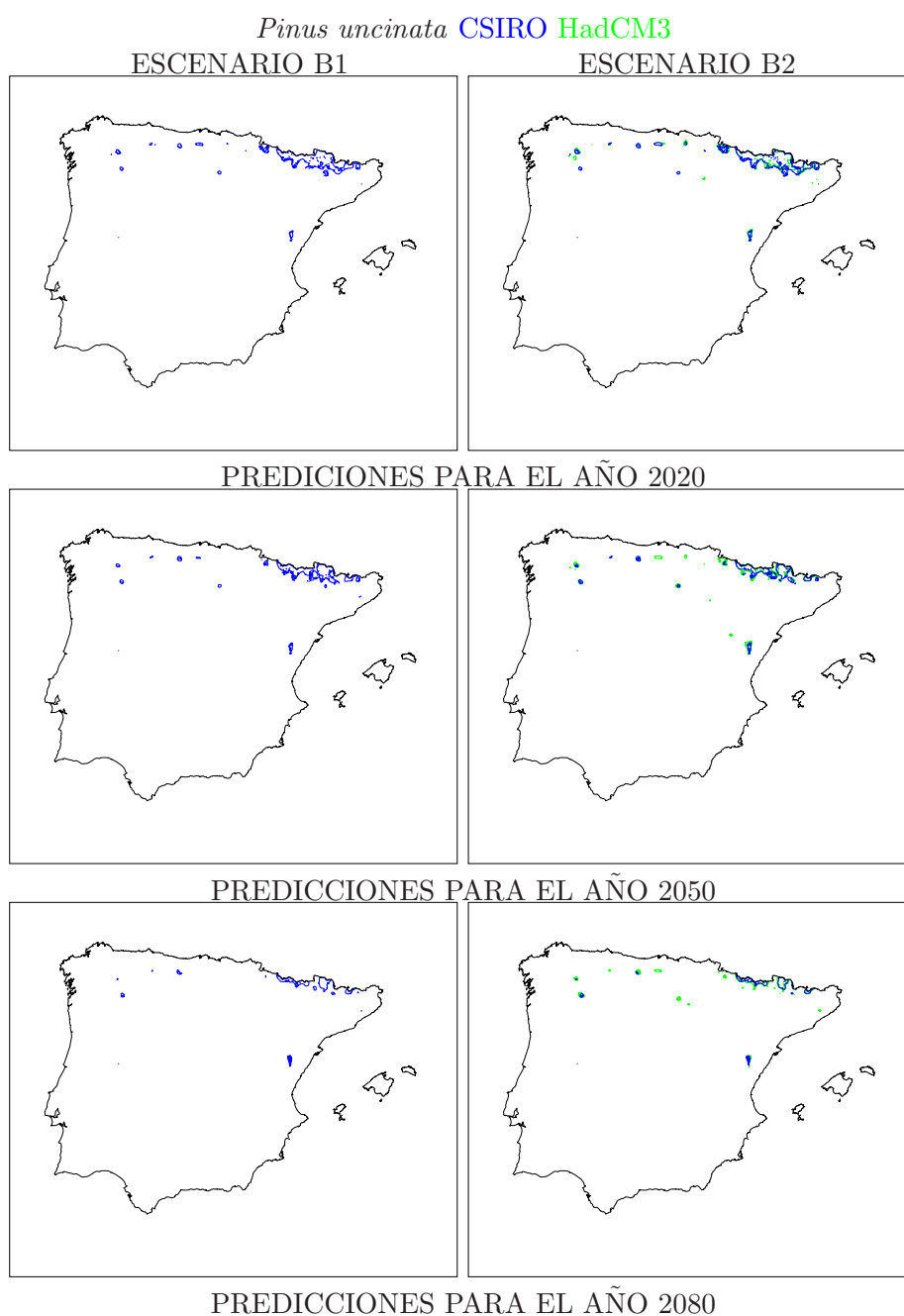


Figura 6.6: Predicción de área potencial de *Pinus uncinata* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

6.3.2. Bosques europeos planocaducifolios (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Quercus robur* y *Castanea sativa*).

Según se deduce de los cuadros 6.1, 6.2, 6.3 y 6.4, estos bosques muestran un comportamiento muy parecido bajo todos los escenarios. Por un lado, *Quercus robur* y *Castanea sativa* son las especies que logran conservar un porcentaje mayor de su área de distribución respecto al presente. Esta última presenta un área potencial del 68 % de ocupación respecto al área estimada para el presente en el escenario B2 del CSIRO en 2080. Por otro lado *Quercus petraea* y *Fagus sylvatica* son las especies que más se ven afectadas en términos de reducción de área por el efecto del cambio climático. Esta tendencia marcada se puede apreciar para los escenarios A2 y B2 en las figuras 6.39, 6.40, 6.41 y 6.42.

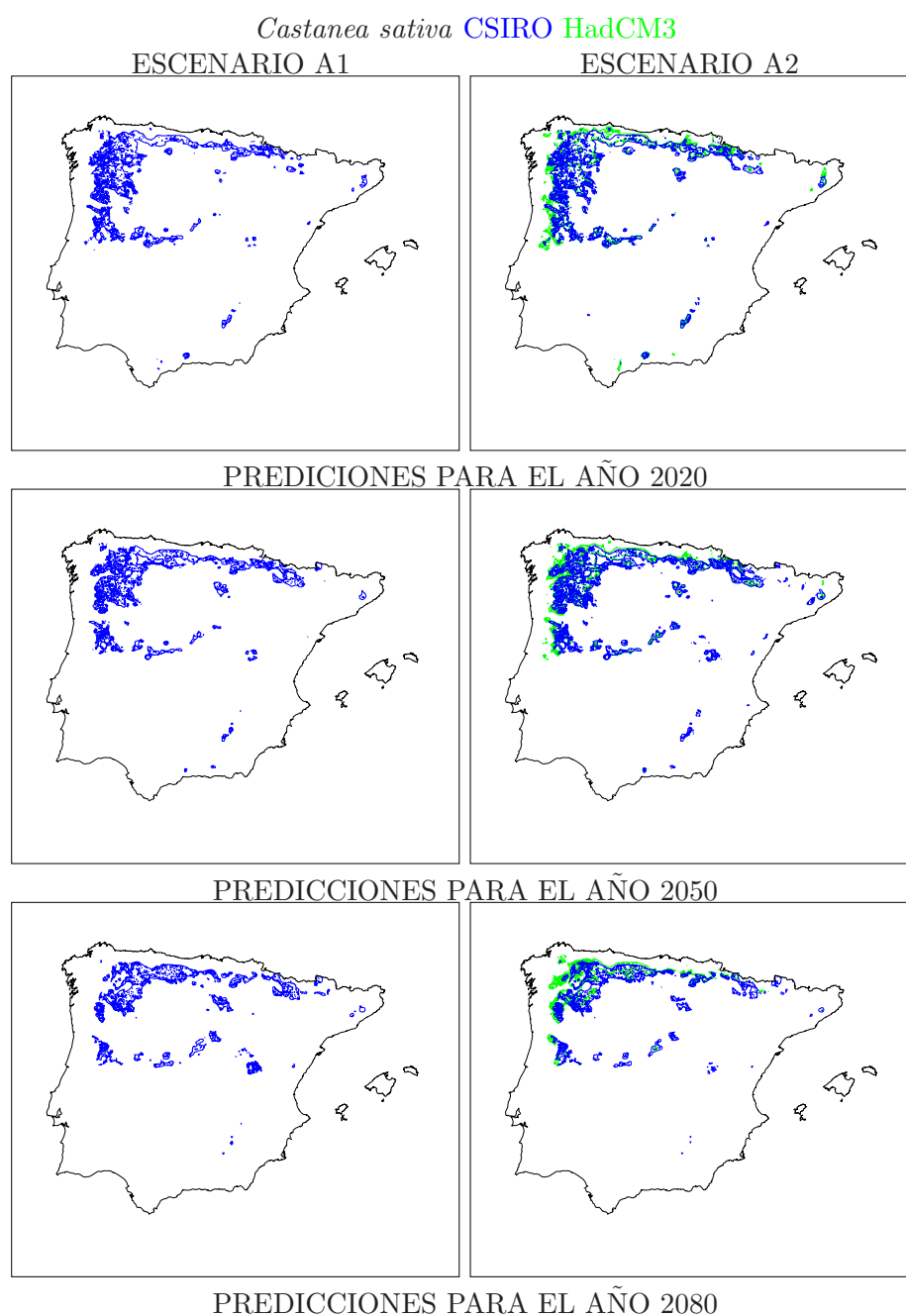


Figura 6.7: Predicción de área potencial de *Castanea sativa* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

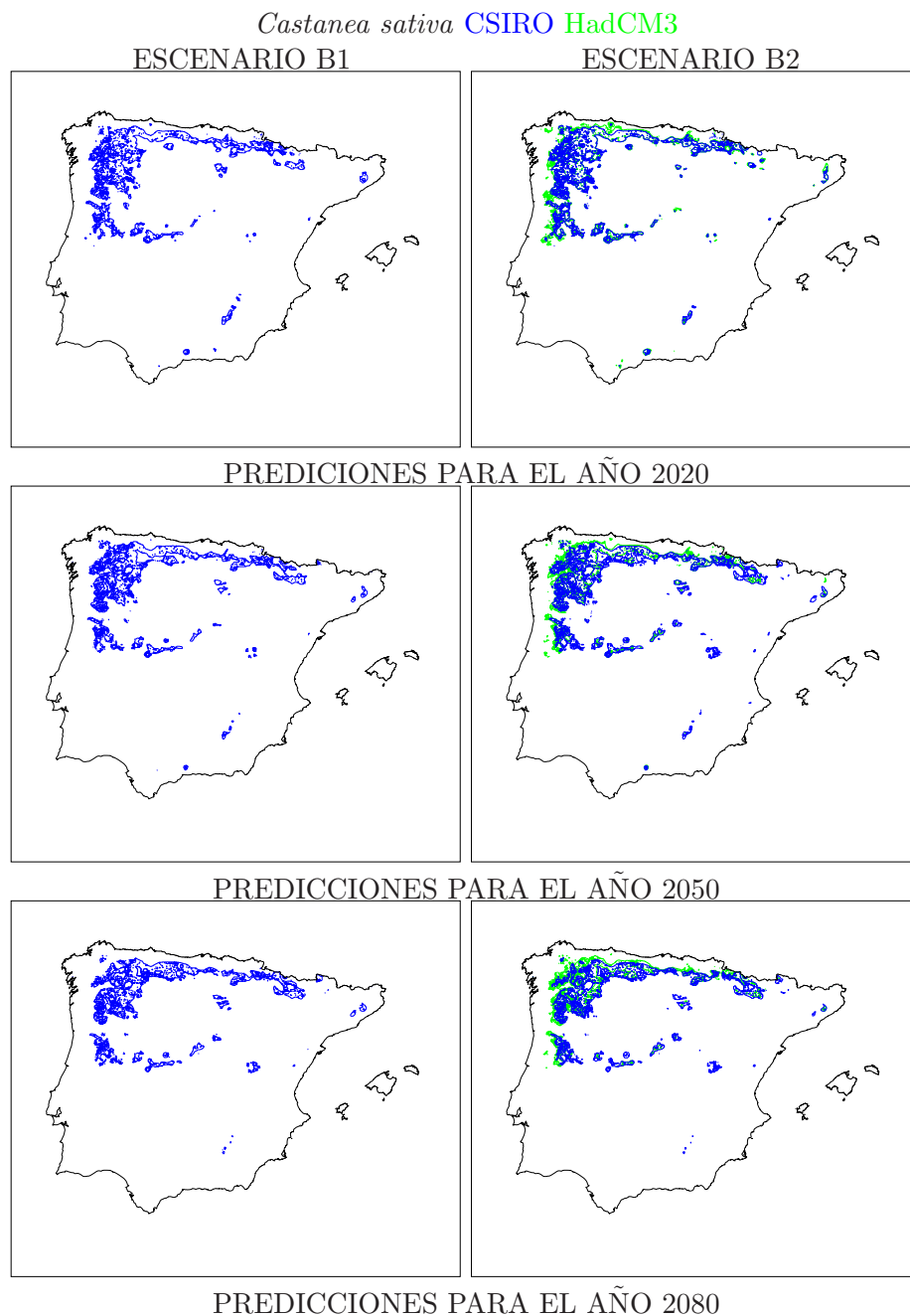


Figura 6.8: Predicción de área potencial de *Castanea sativa* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

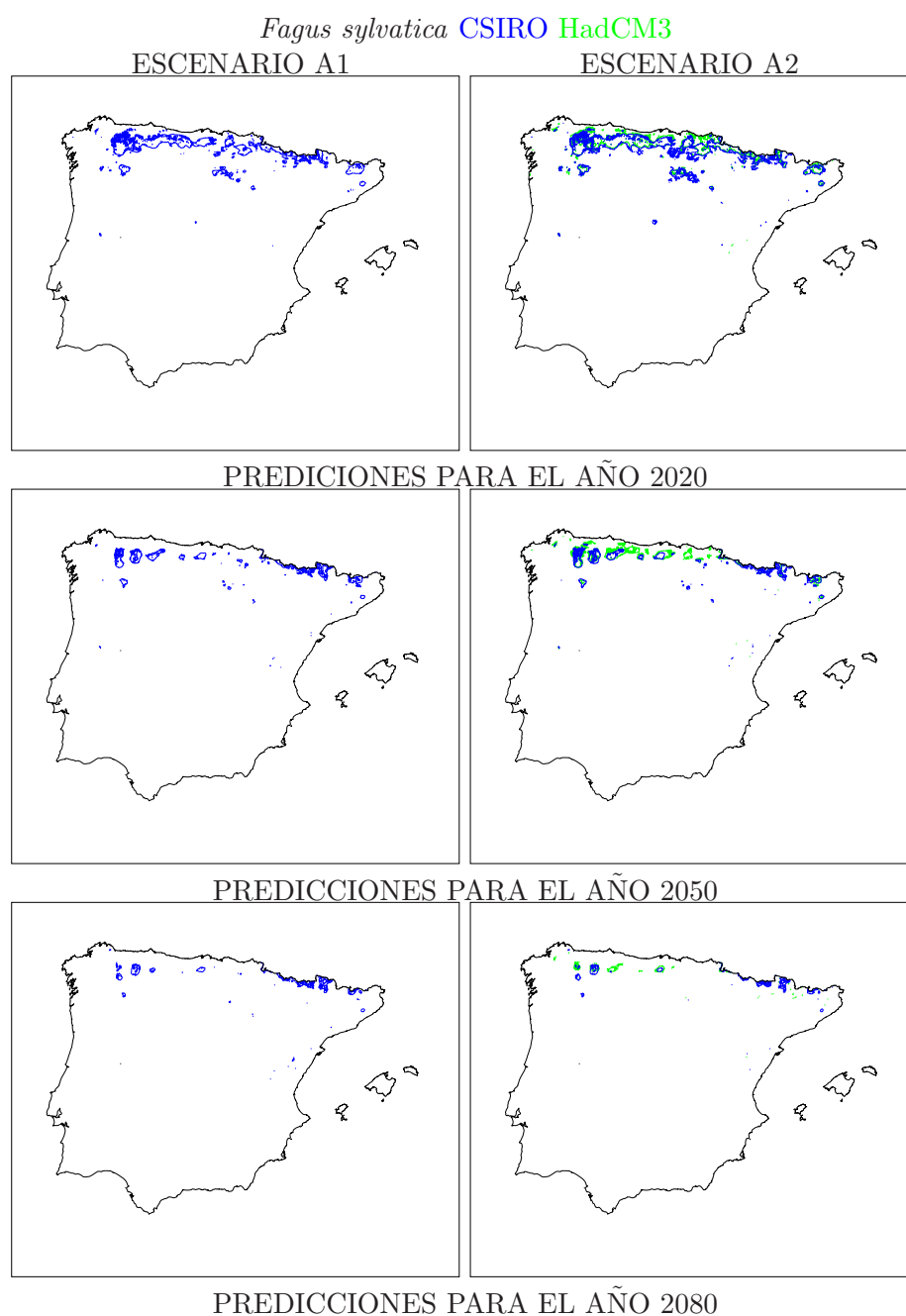


Figura 6.9: Predicción de área potencial de *Fagus sylvatica* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

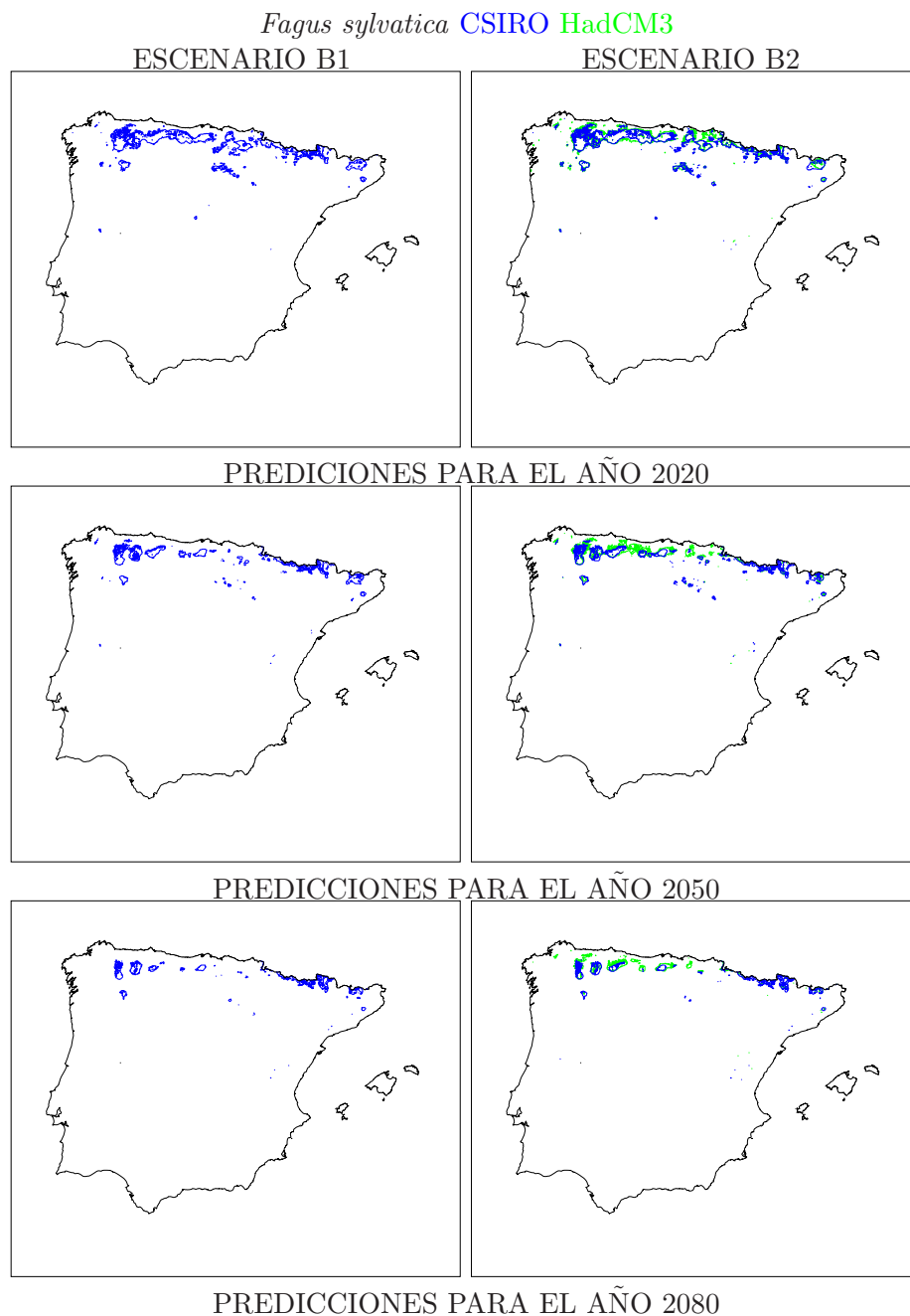


Figura 6.10: Predicción de área potencial de *Fagus sylvatica* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

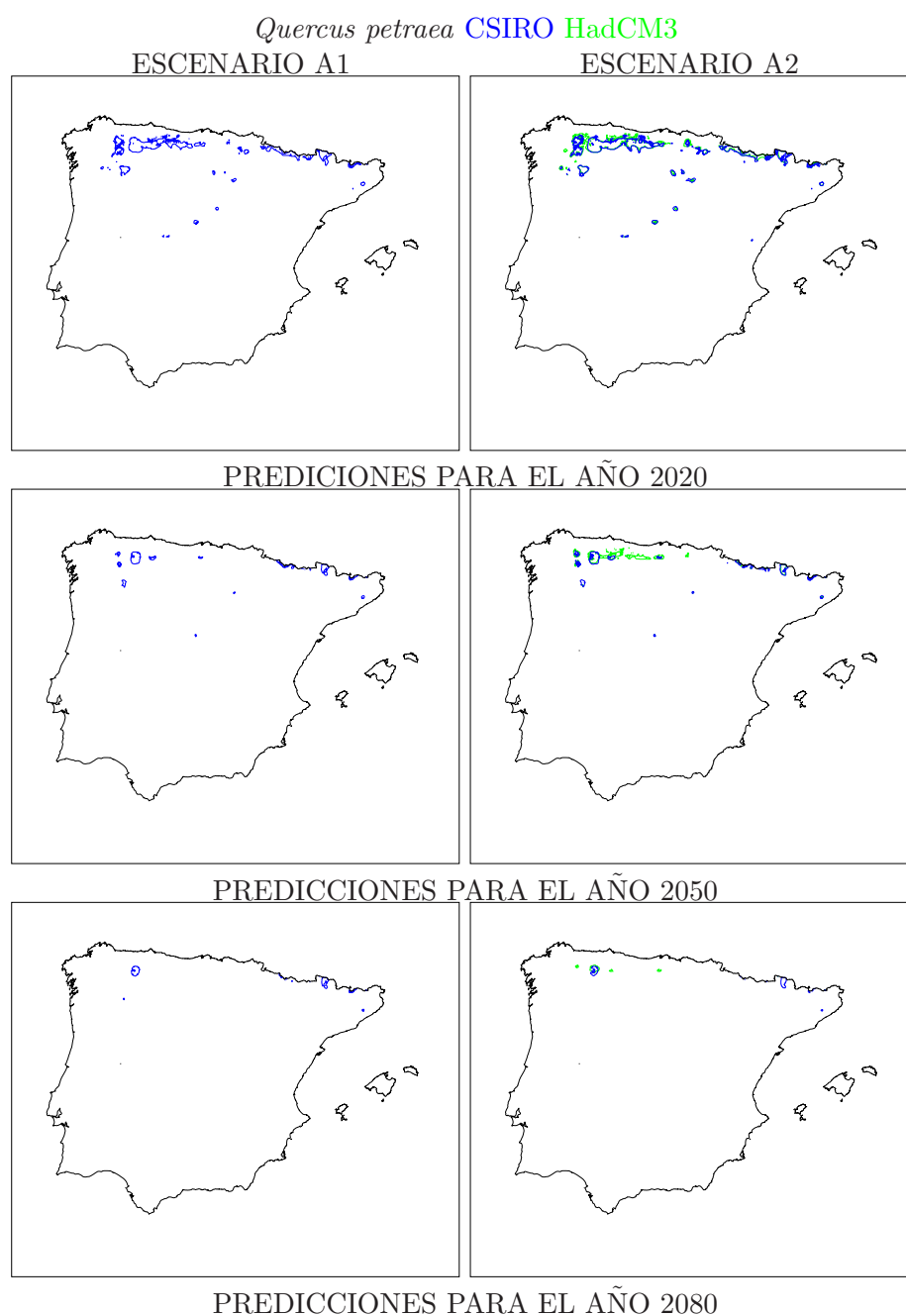


Figura 6.11: Predicción de área potencial de *Quercus petraea* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

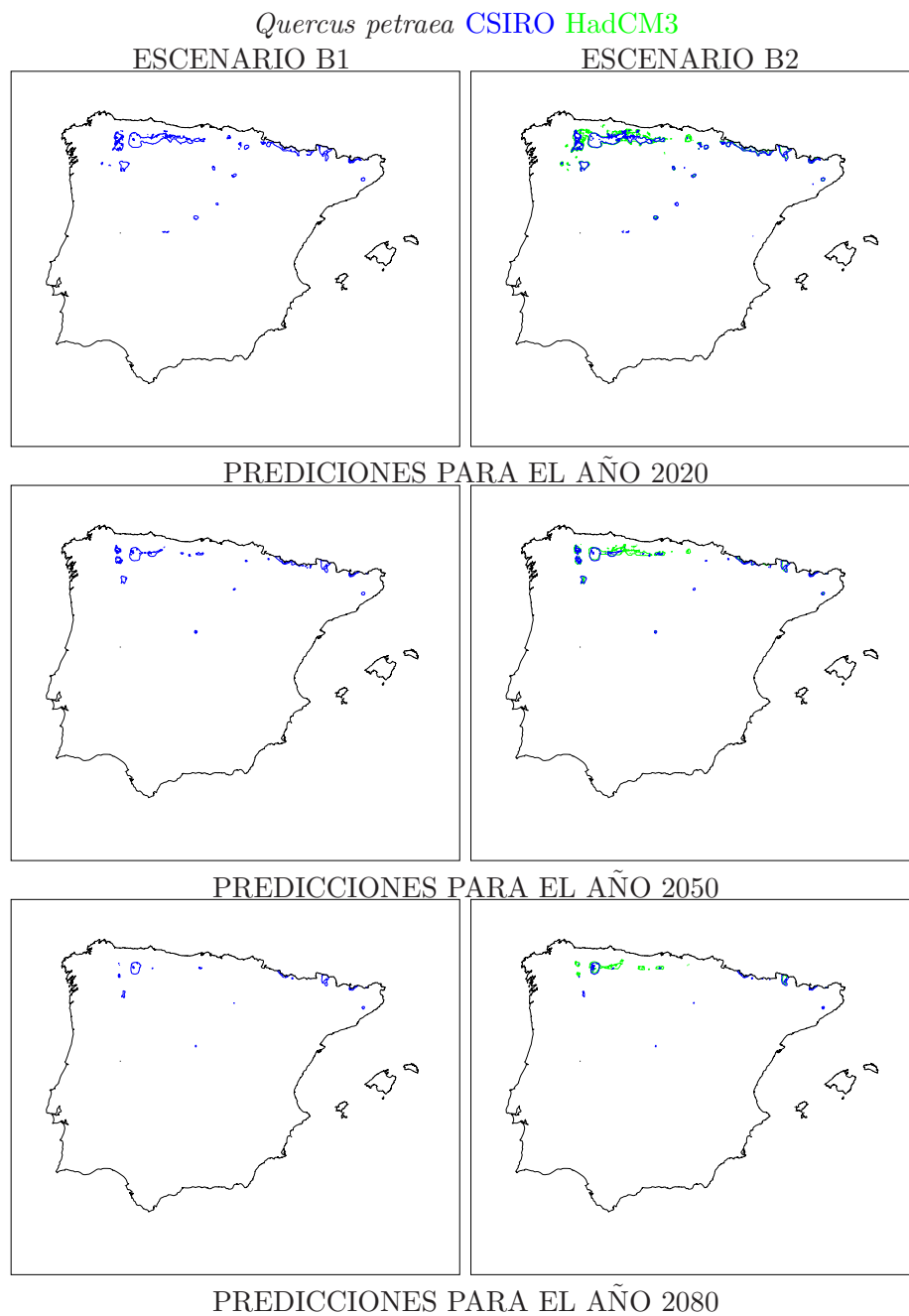


Figura 6.12: Predicción de área potencial de *Quercus petraea* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

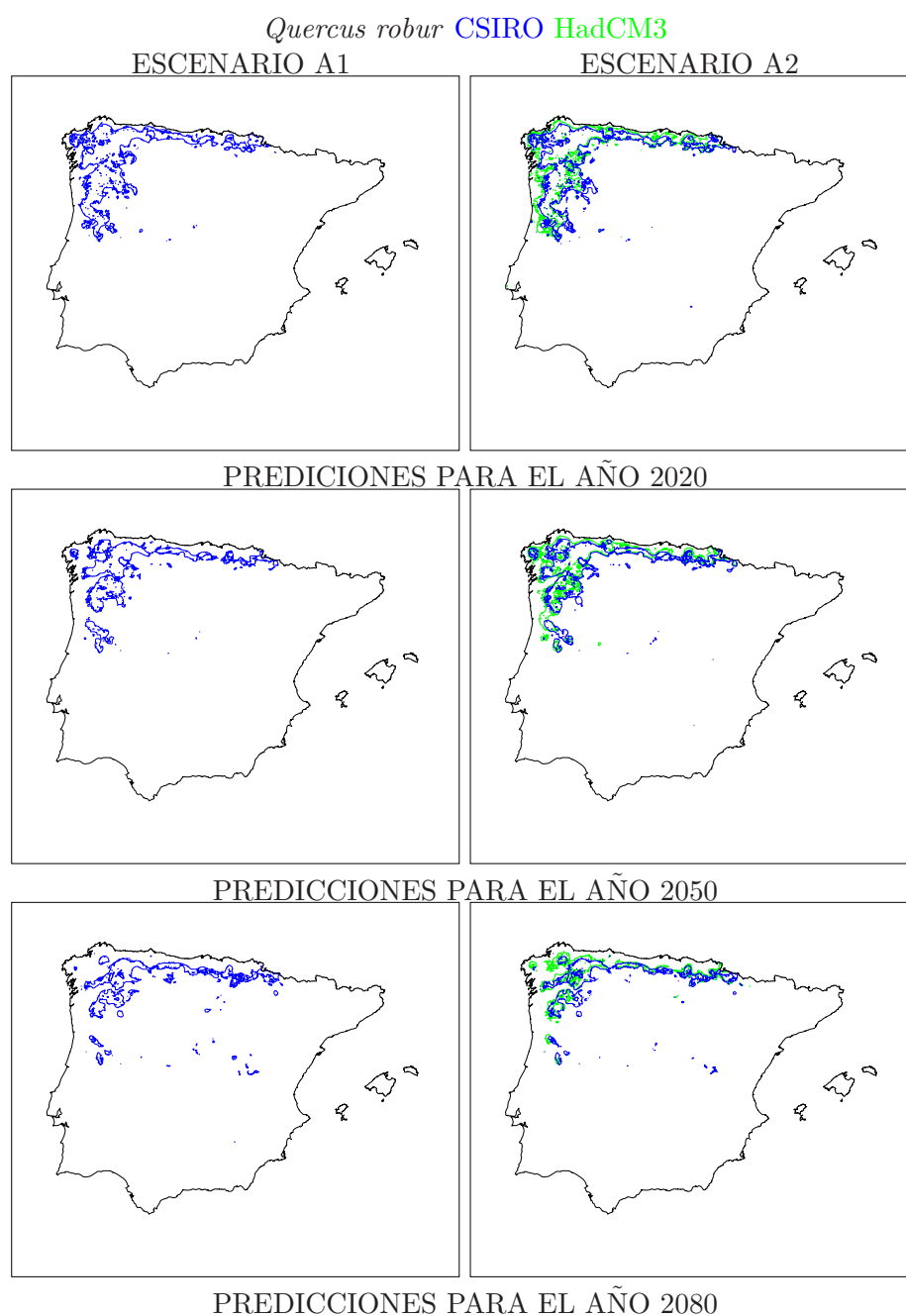


Figura 6.13: Predicción de área potencial de *Quercus robur* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

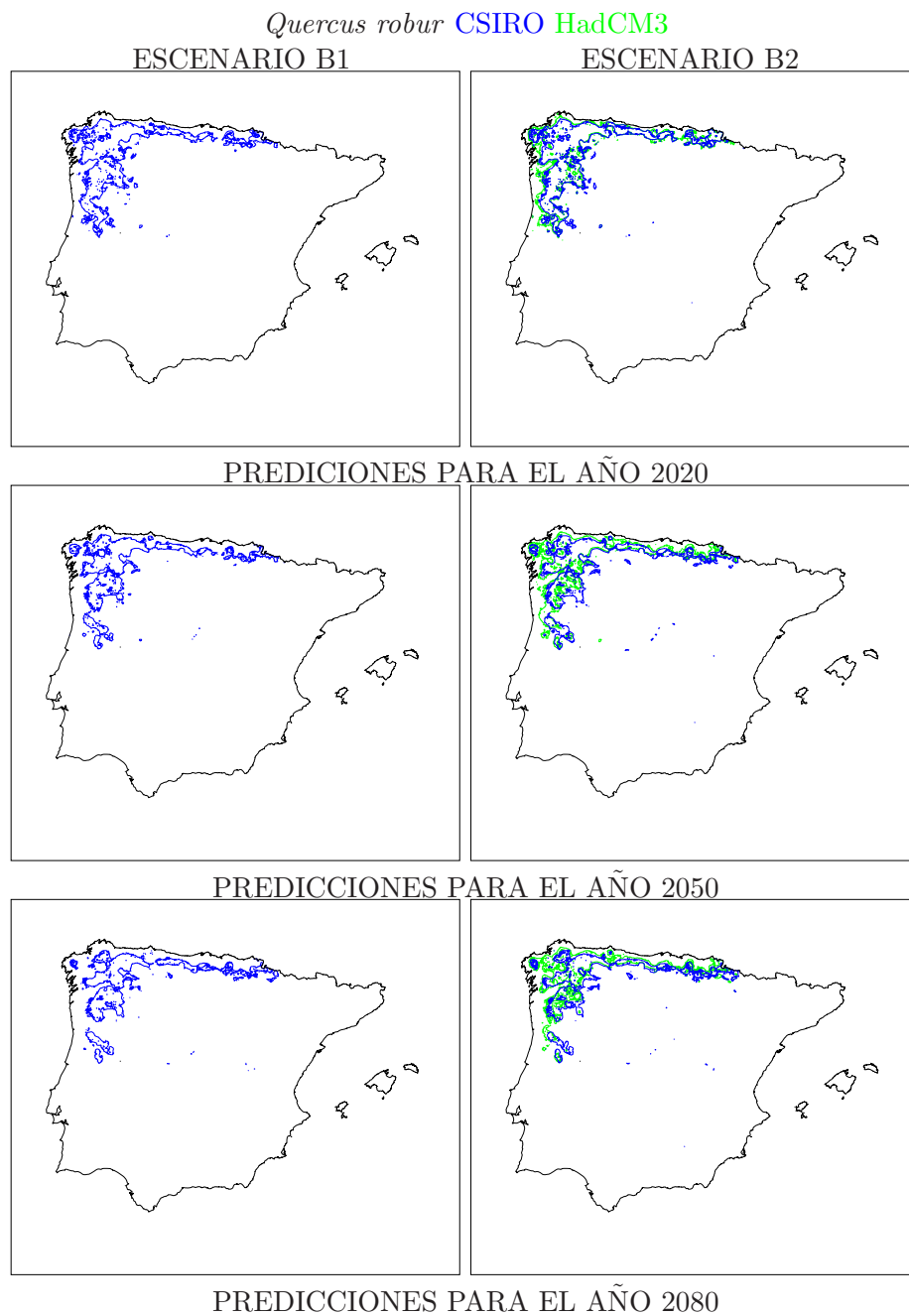


Figura 6.14: Predicción de área potencial de *Quercus robur* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

6.3.3. Bosques submediterráneos (*Quercus pubescens*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Pinus nigra* subsp. *salzmanii* y *Juniperus thurifera*).

En este tipo de bosques la respuesta de sus distribuciones al cambio climático es heterogénea (Figuras 6.15, 6.16, 6.17, 6.18, 6.19, 6.20, 6.21, 6.22, 6.23, 6.24, 6.25 y 6.26). Al igual que en los otros grupos de especies, existe una tendencia general en todos los escenarios analizados. Esta tendencia es a una disminución drástica en el área de ocupación para todas las especies excepto para el *Quercus pubescens*, donde el área de ocupación respecto al presente se mantiene la mayor de todo este grupo de especies en el 2080. Incluso, en el 2020 el escenario A2 del CSIRO predice que el área de ocupación de esta especie respecto al presente será de un 113.31 % (Cuadro 6.1). Los resultados obtenidos para las otras especies son especialmente drásticos para *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Quercus pyrenaica* y *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*. Para esta última especie se predice la extinción (0.00 % de área de ocupación) en el 2080 bajo el escenario A2 del HadCM3.

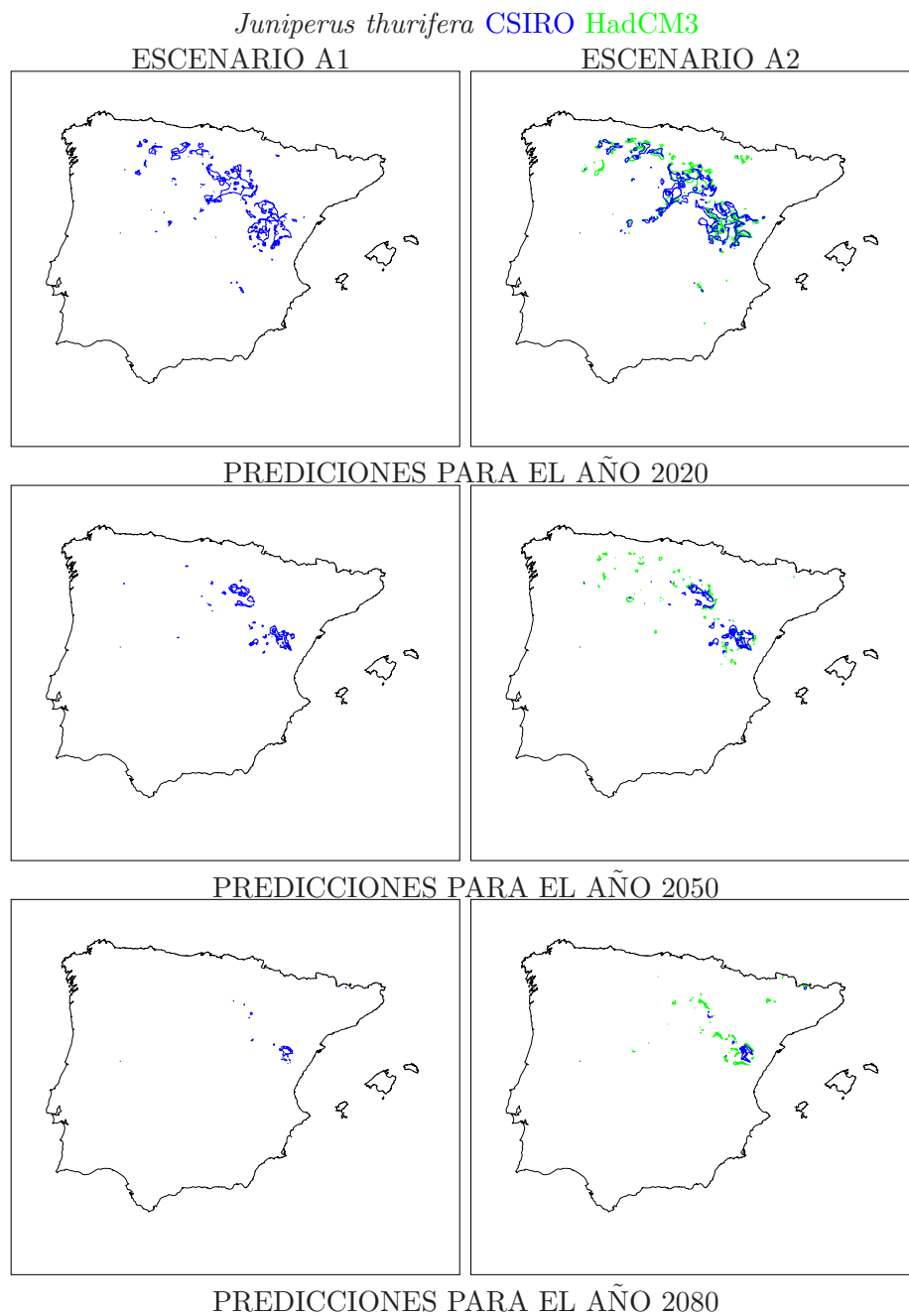


Figura 6.15: Predicción de área potencial de *Juniperus thurifera* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

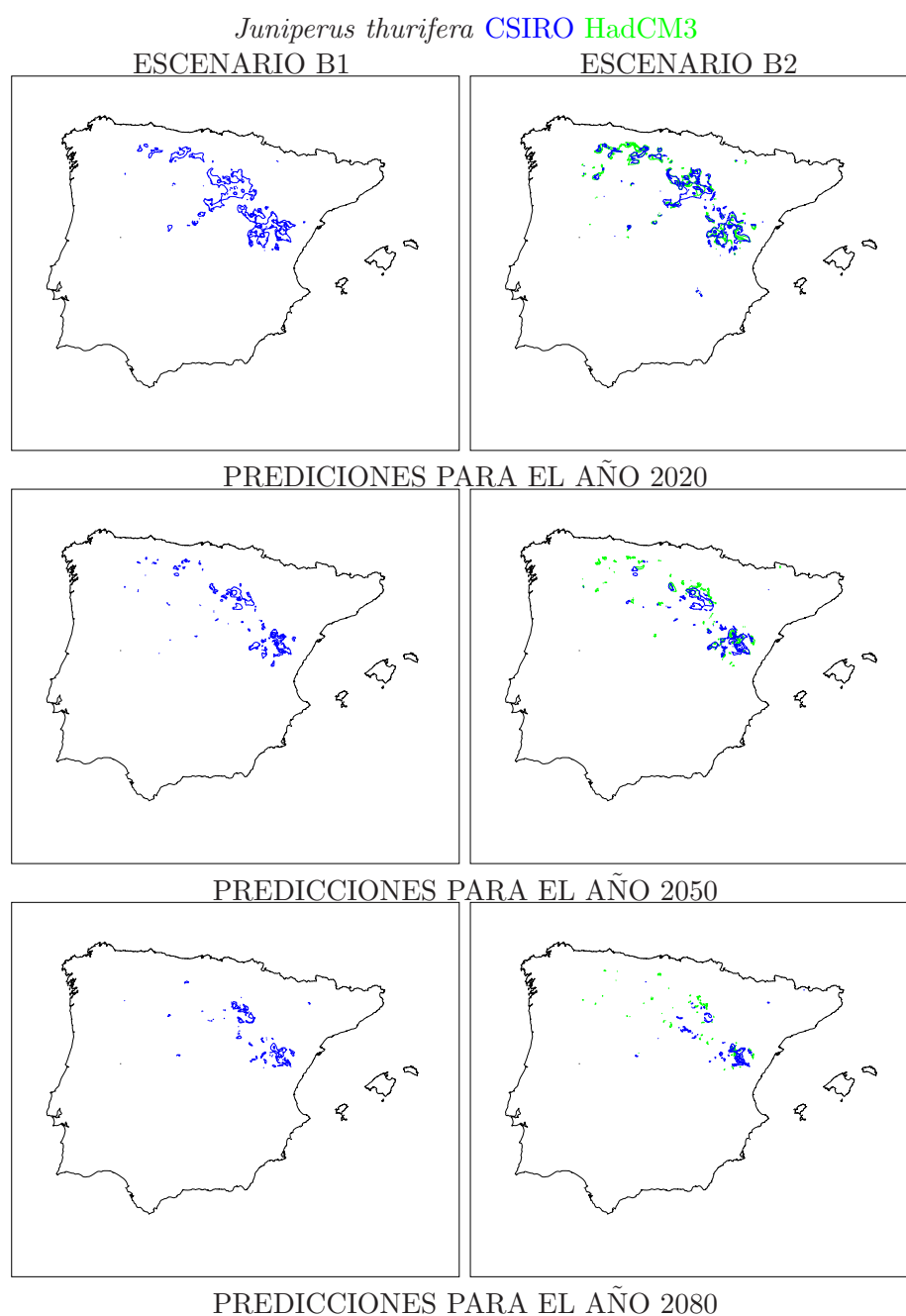


Figura 6.16: Predicción de área potencial de *Juniperus thurifera* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

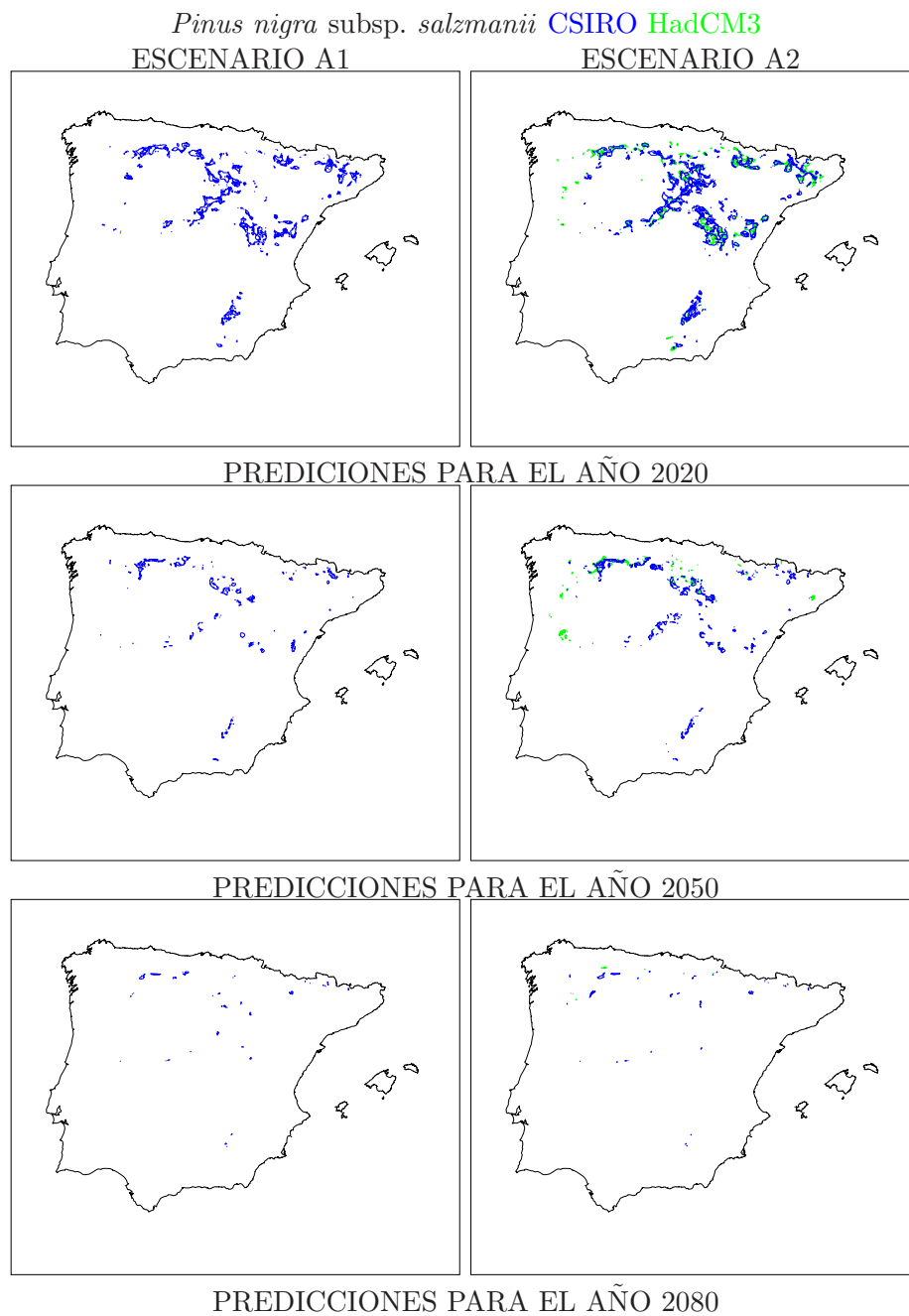


Figura 6.17: Predicción de área potencial de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

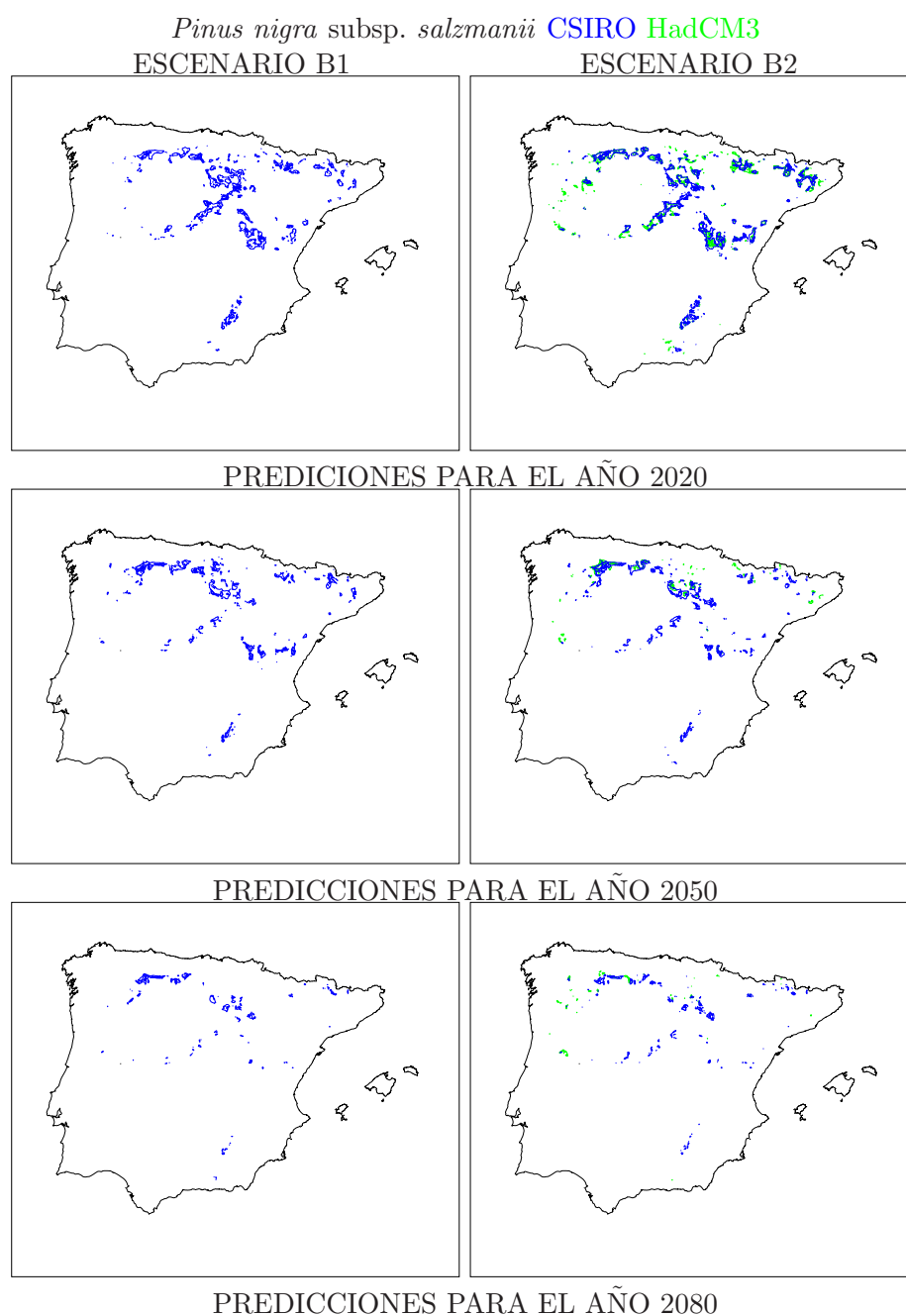


Figura 6.18: Predicción de área potencial de *Pinus nigra* subsp. *salzmanii* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

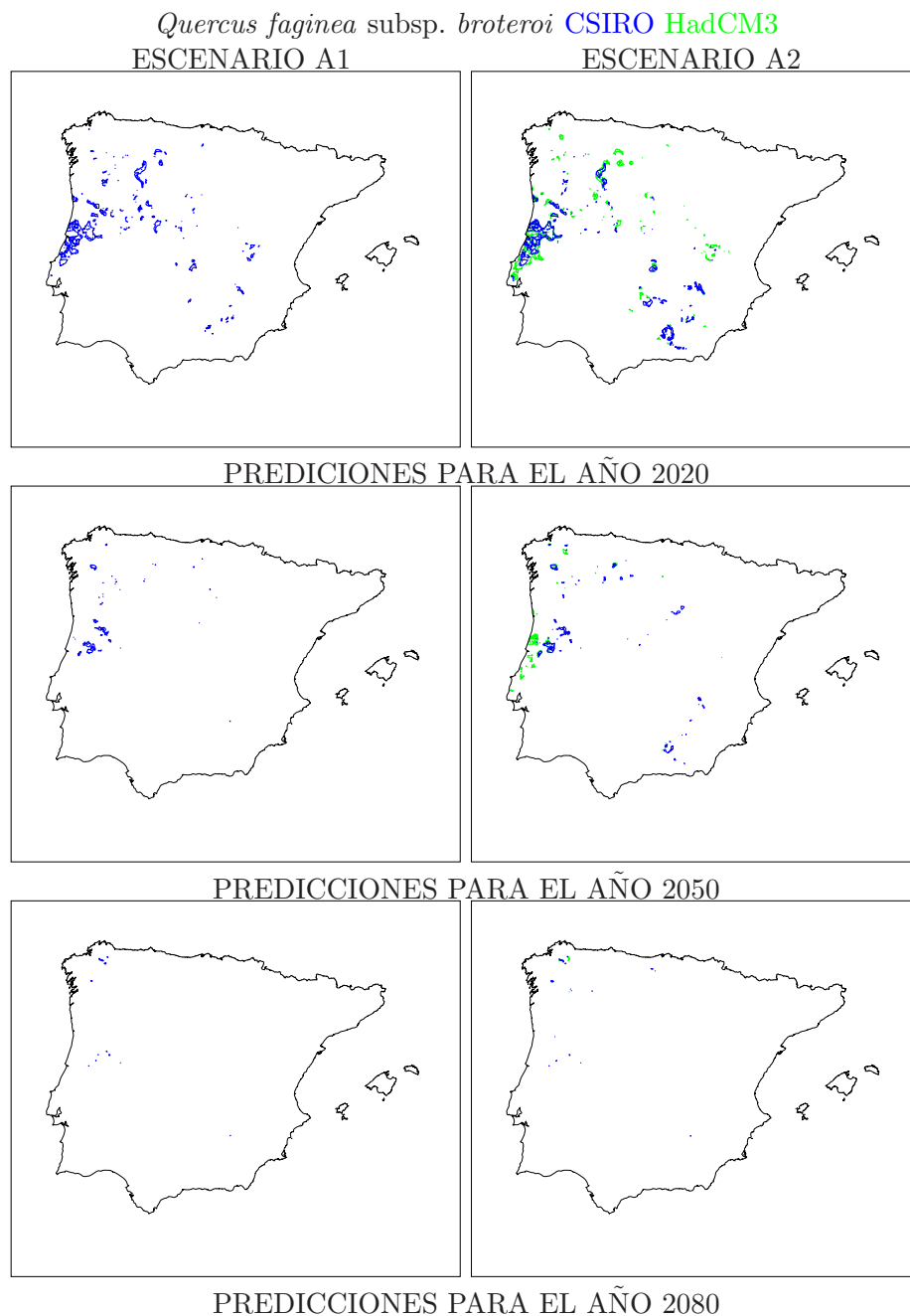


Figura 6.19: Predicción de área potencial de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

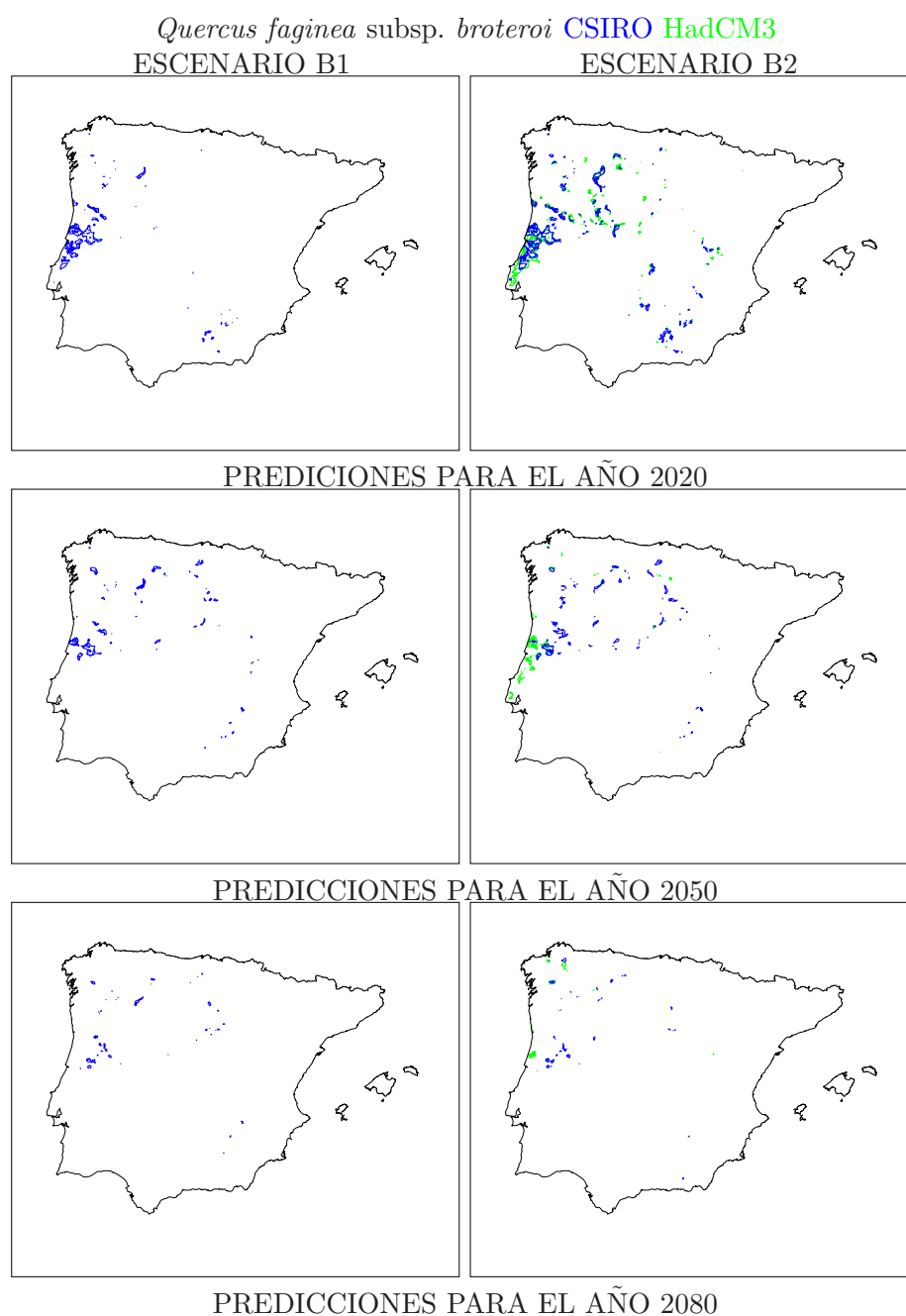


Figura 6.20: Predicción de área potencial de *Quercus faginea* subsp. *broteroi* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

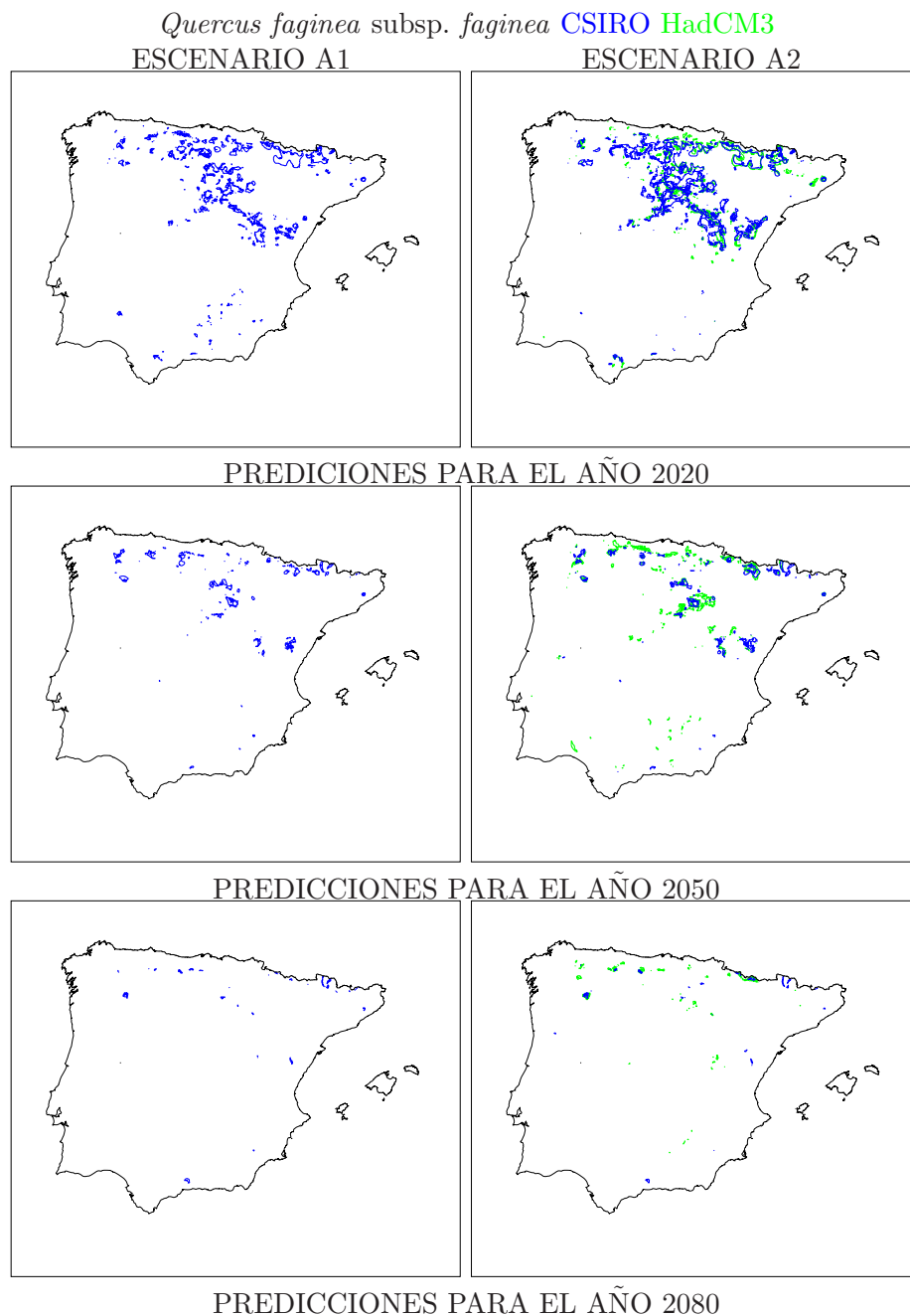


Figura 6.21: Predicción de área potencial de *Quercus faginea* subsp. *faginea* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

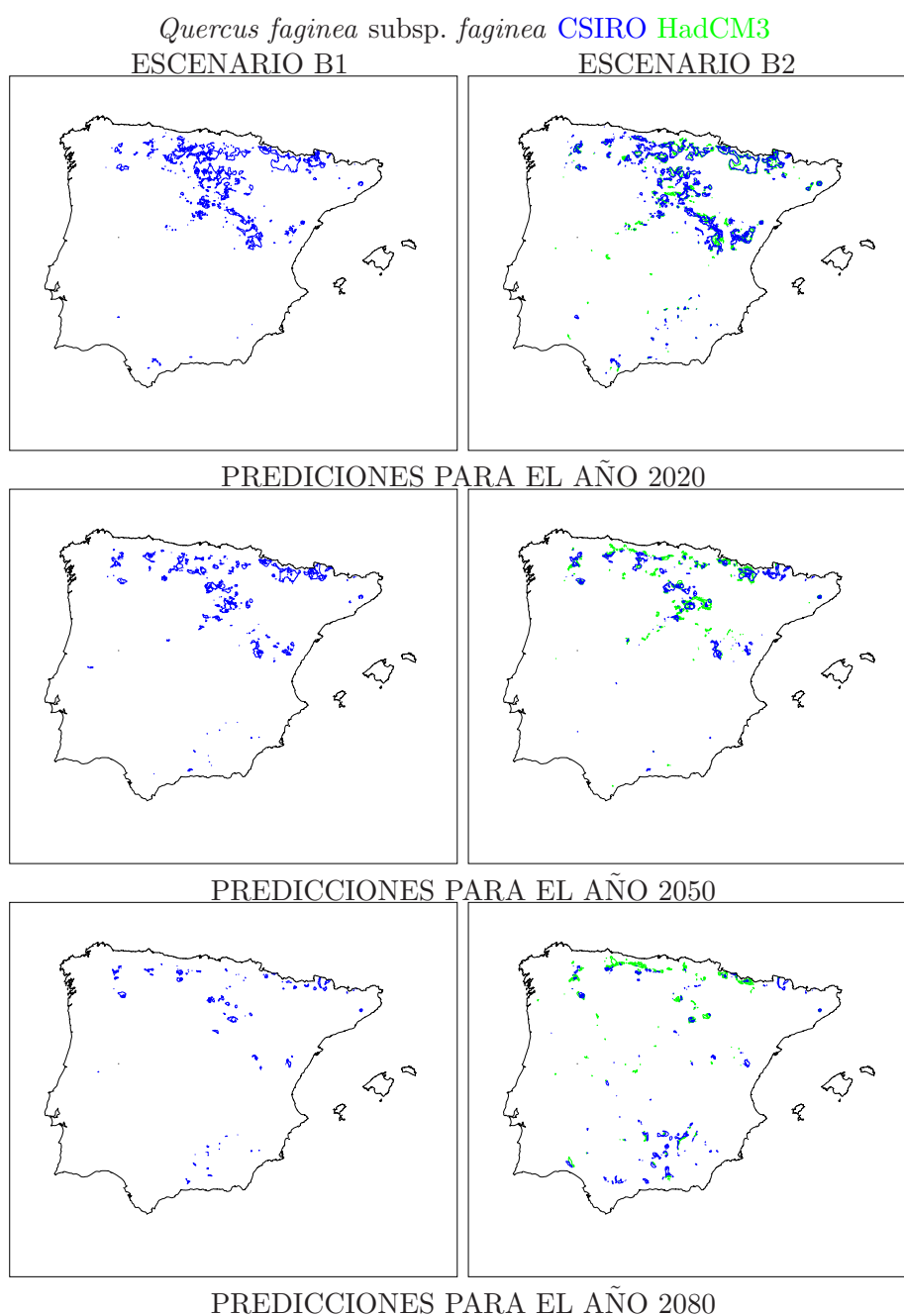


Figura 6.22: Predicción de área potencial de *Quercus faginea* subsp. *faginea* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

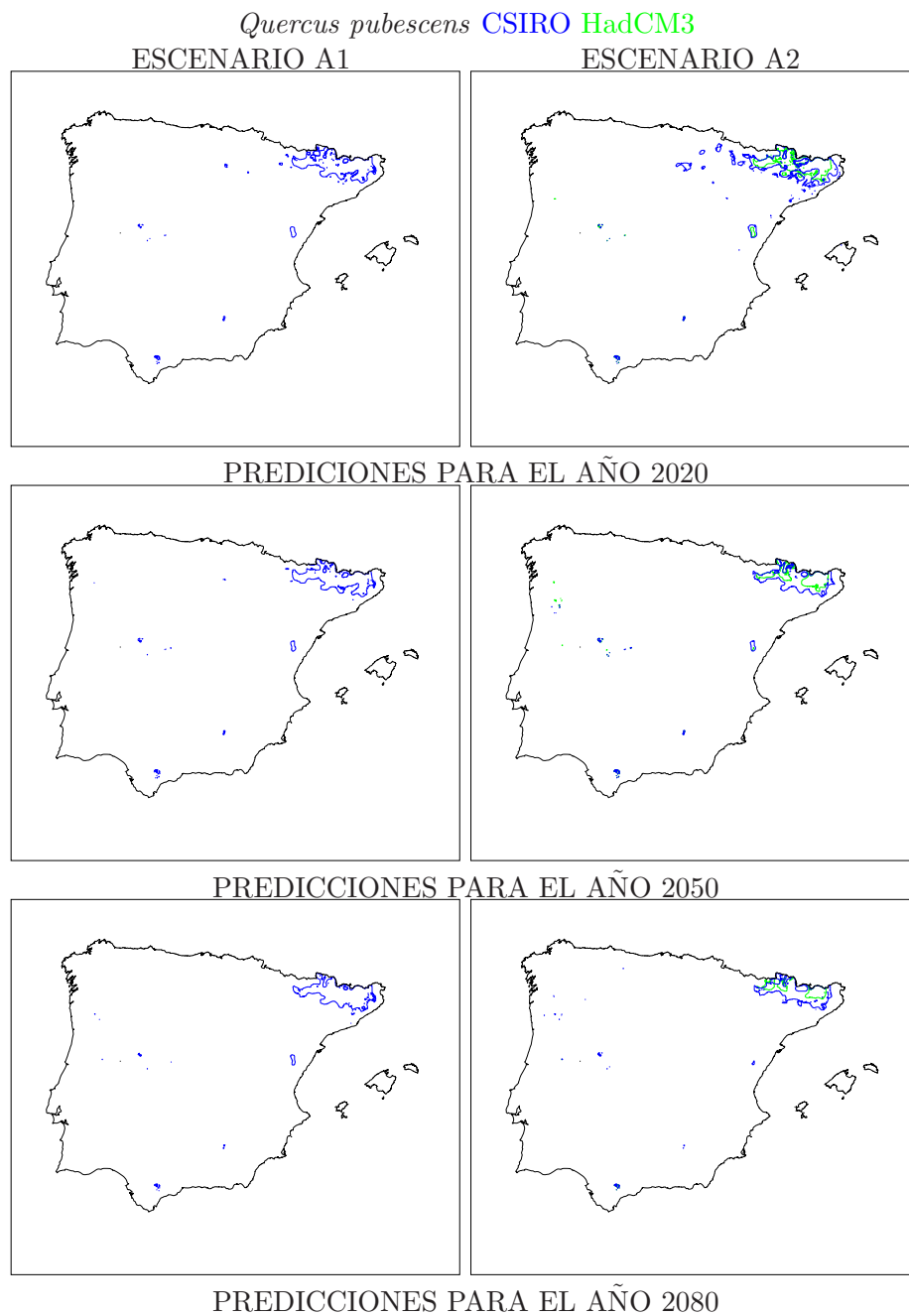


Figura 6.23: Predicción de área potencial de *Quercus pubescens* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

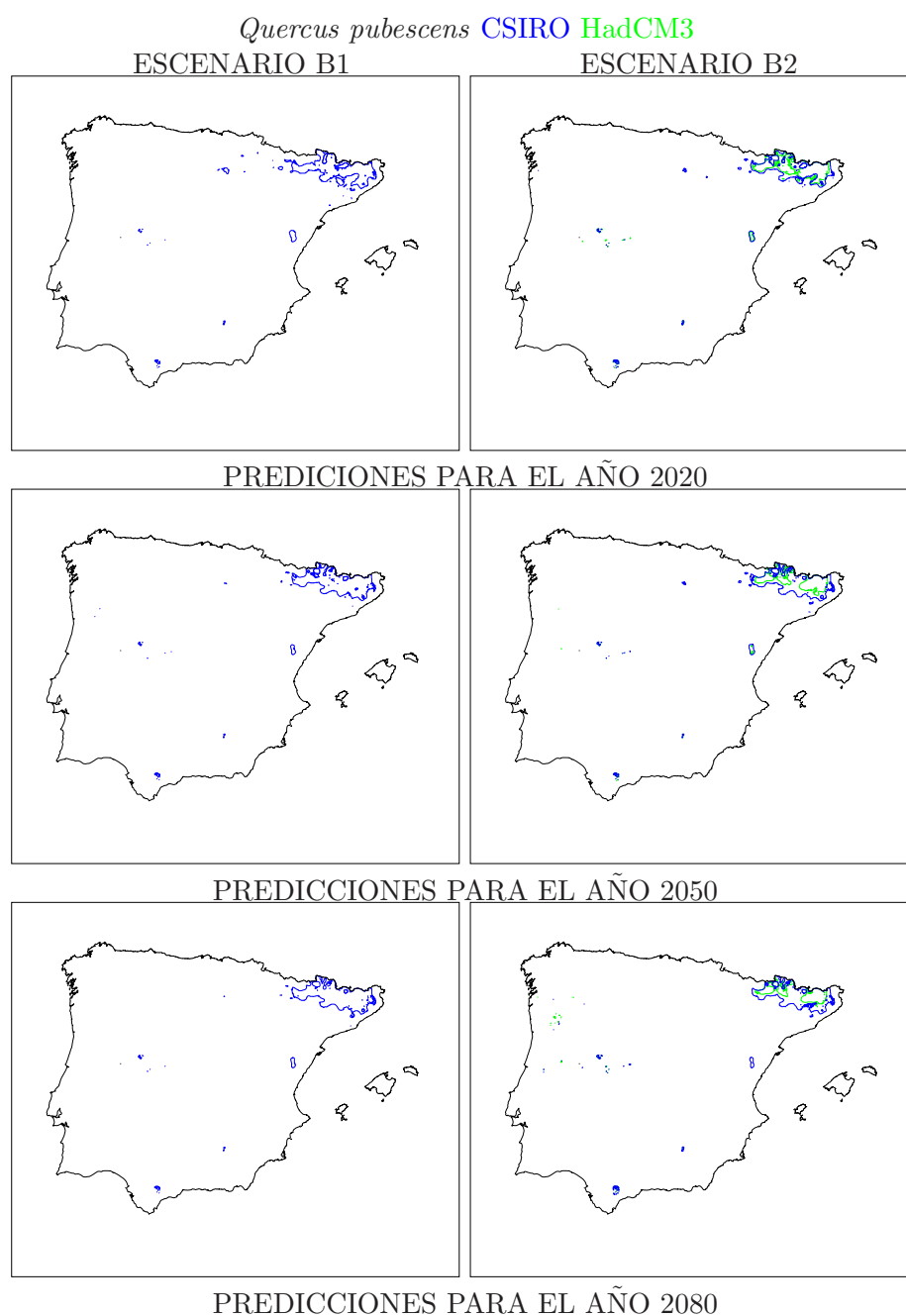


Figura 6.24: Predicción de área potencial de *Quercus pubescens* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

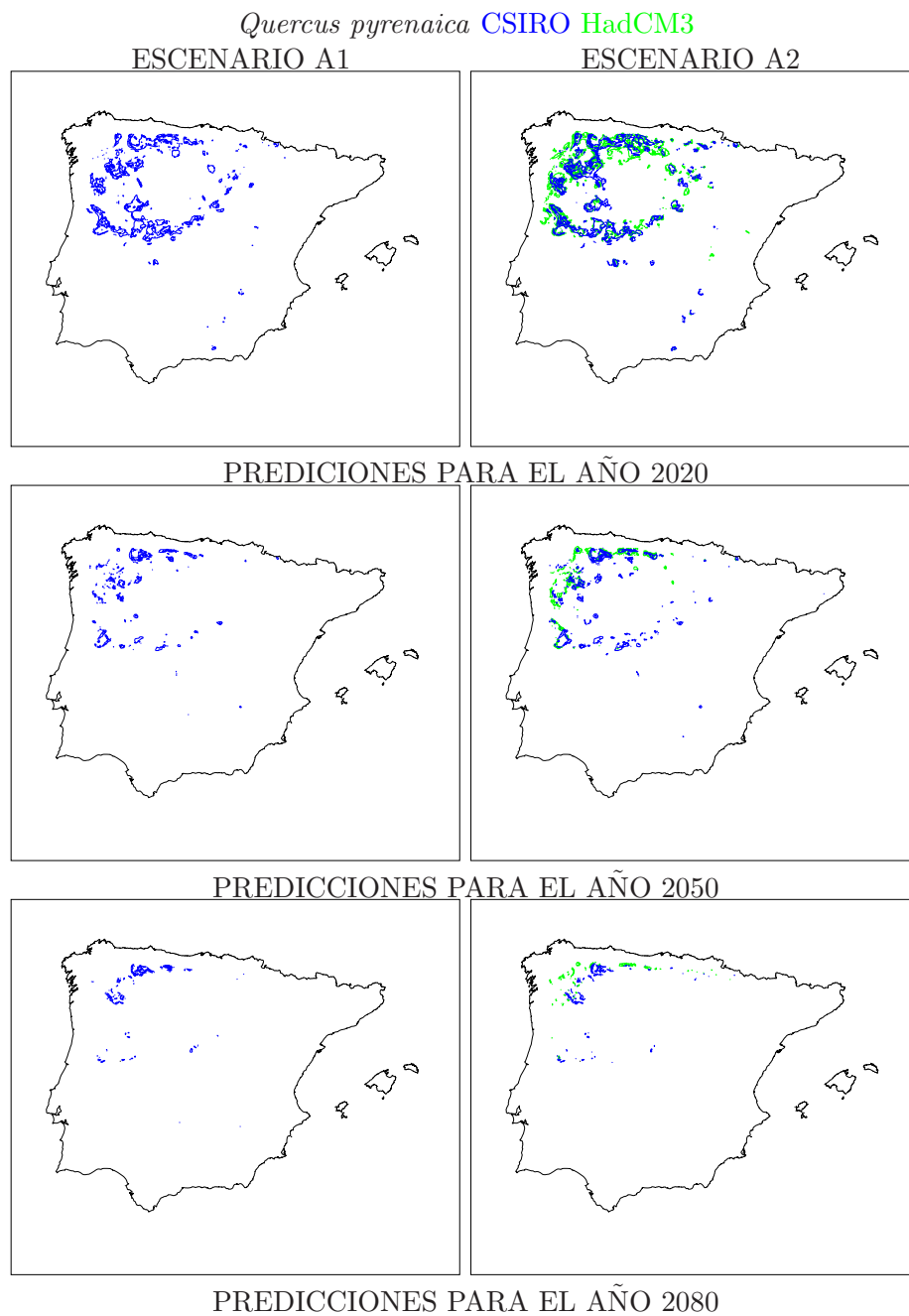


Figura 6.25: Predicción de área potencial de *Quercus pyrenaica* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

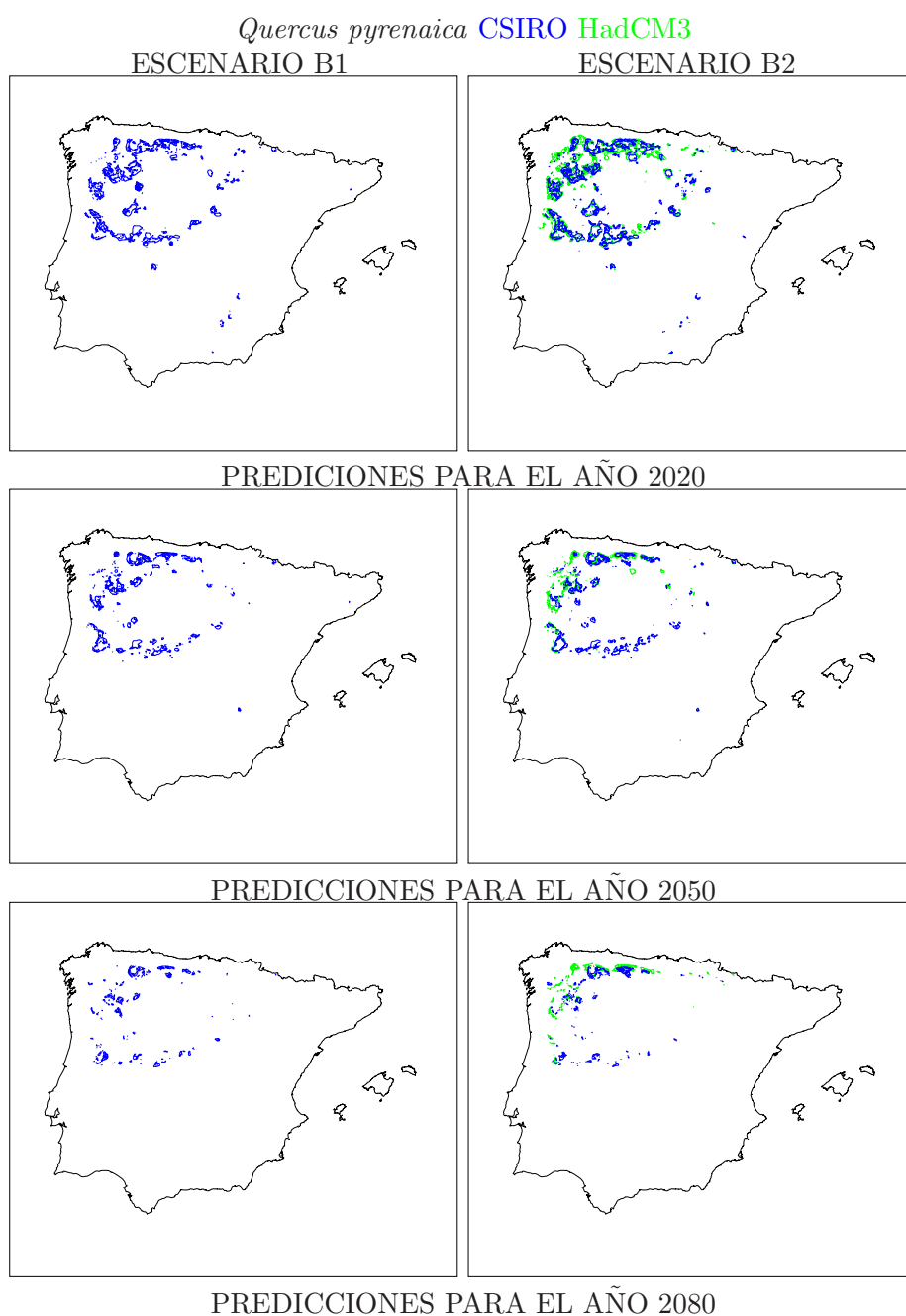


Figura 6.26: Predicción de área potencial de *Quercus pyrenaica* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

6.3.4. Bosques mediterráneos (*Quercus suber*, *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea*).

Los bosques mediterráneos en general muestran una mayor capacidad que los otros para el desplazamiento tanto en latitud como en longitud, tal y como se puede apreciar en sus mapas potenciales (Figuras 6.27, 6.28, 6.29, 6.30, 6.31, 6.32, 6.33, 6.34, 6.35, 6.36, 6.37 y 6.38).

Particularmente en este grupo de bosques se aprecian las diferencias entre los resultados generados con los escenarios HadCM3 y los generados con el CSIRO. Siendo los primeros mucho más restrictivos que los segundos en la ocupación predecida de las distribuciones de las especies. Para los escenarios del CSIRO estos bosques se mantienen sin grandes cambios hasta el 2050 (Figuras 6.39 y 6.41), mientras que para los mapas generados con HadCM3 se mantienen solo hasta 2020 en proporciones altas en términos de área de ocupación (Figuras 6.40 y 6.42). En la estimación para 2020 *Pinus halepensis* es capaz de incrementar su área hasta un 127.21 % en el escenario CSIRO-A2 respecto a su área potencial en el presente (Cuadro 6.1).

Para todos los escenarios y modelos la especie que se ve más afectada es *Quercus ilex* subsp. *ballota*, con estimaciones de área de ocupación para el 2080 que van desde un 6.65 % para el escenario B2 del CSIRO (Cuadro 6.3) hasta un 0.76 % para el escenario A2 del HadCM3 (Cuadro 6.2).

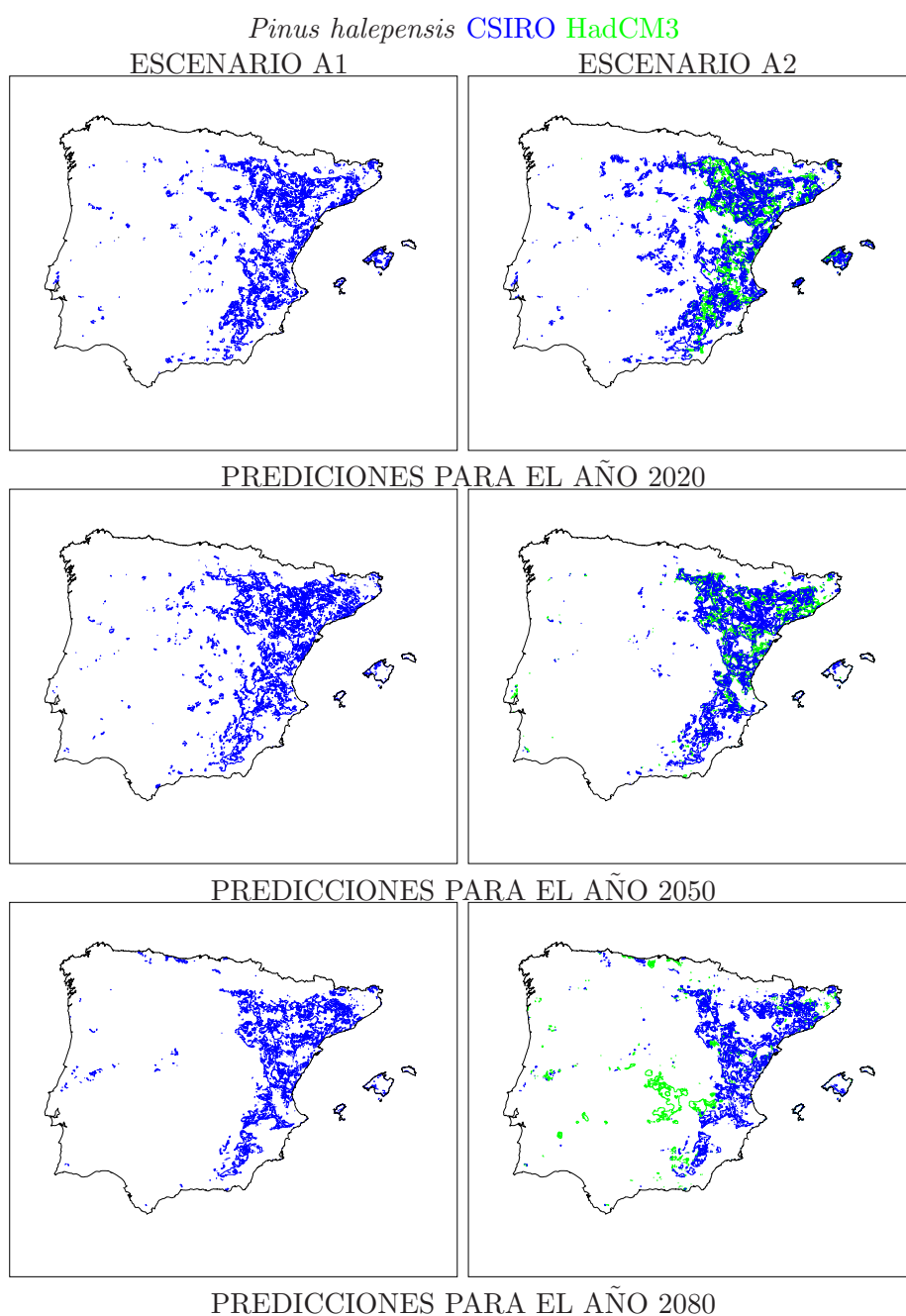


Figura 6.27: Predicción de área potencial de *Pinus halepensis* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

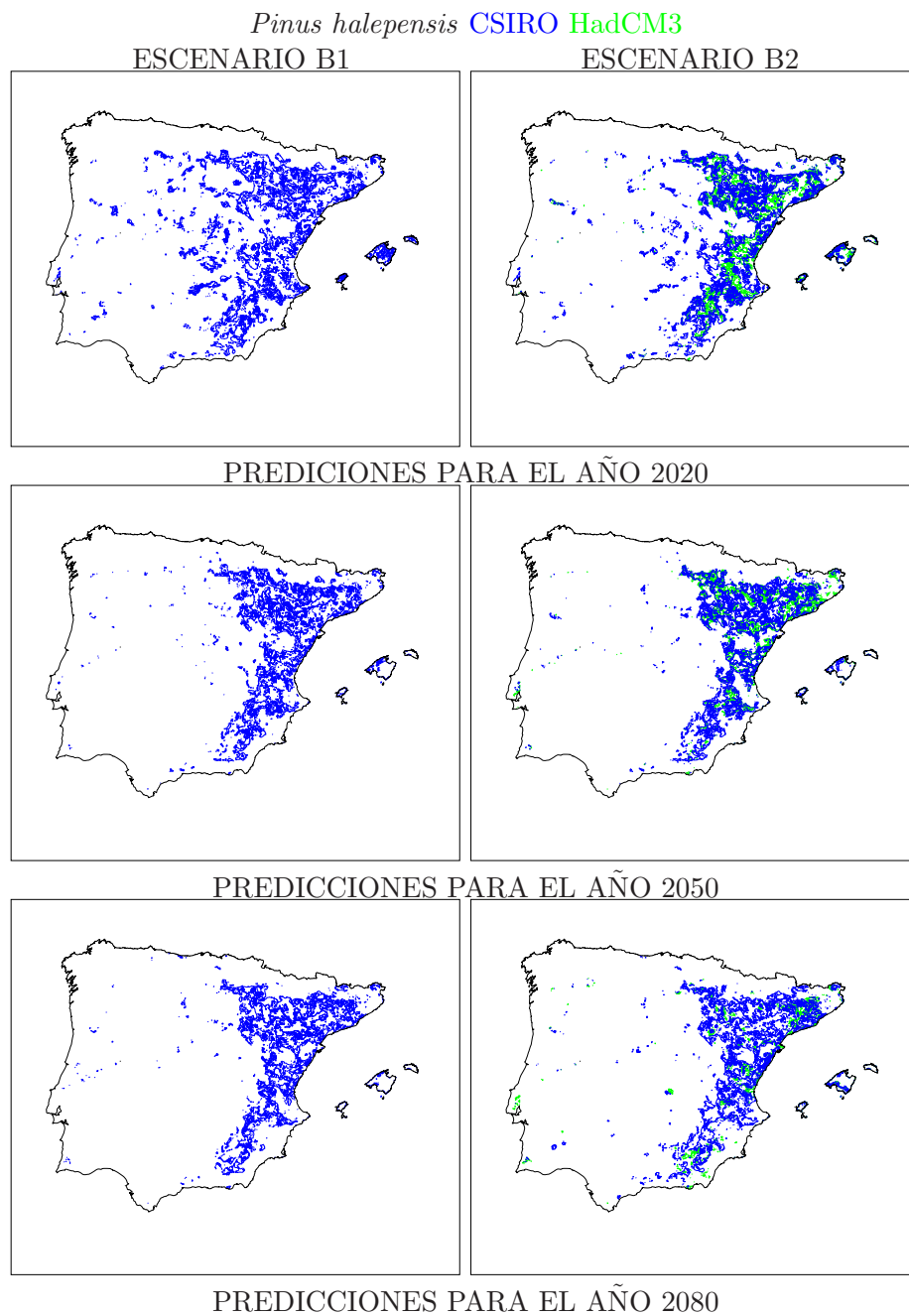


Figura 6.28: Predicción de área potencial de *Pinus halepensis* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

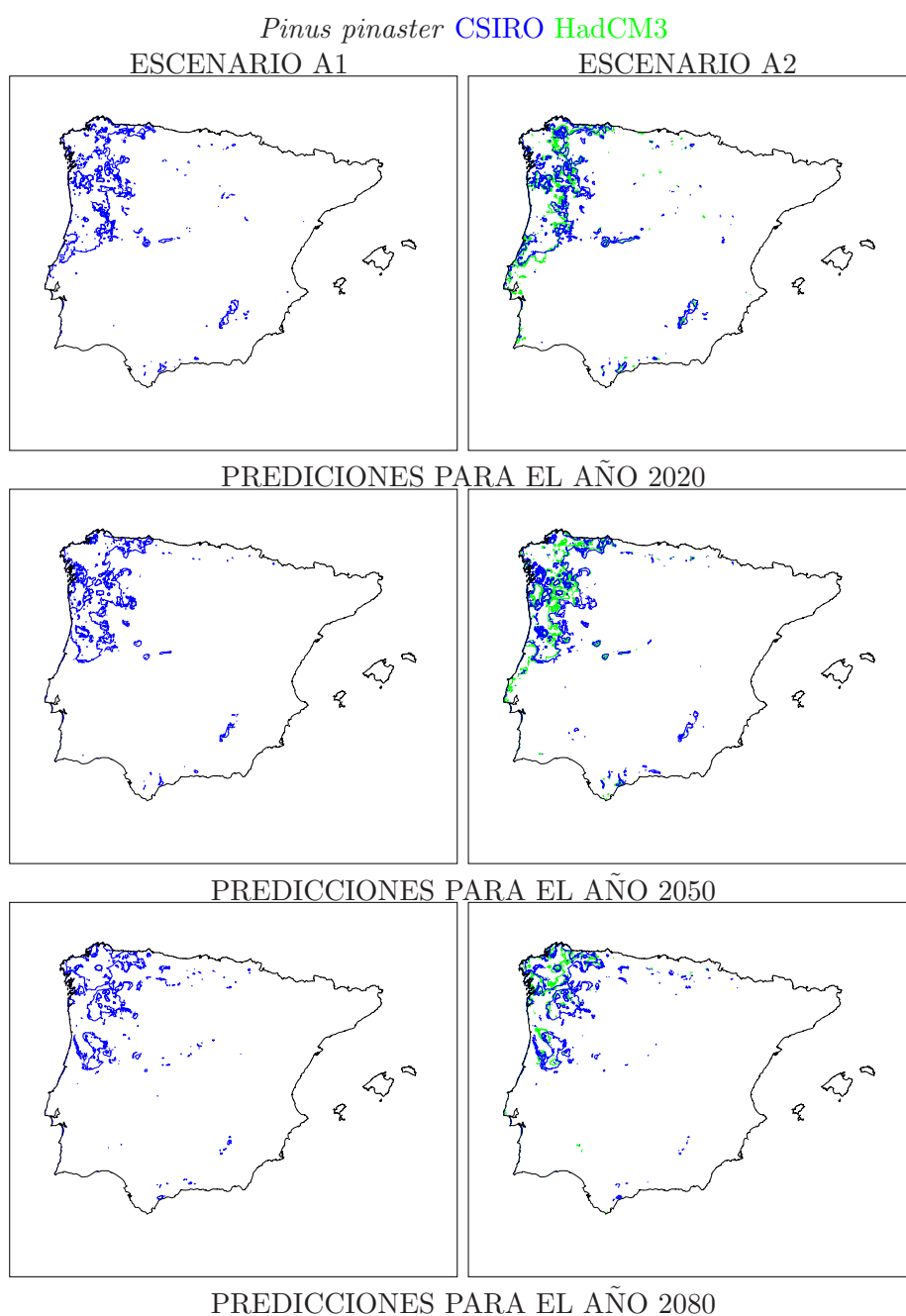


Figura 6.29: Predicción de área potencial de *Pinus pinaster* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

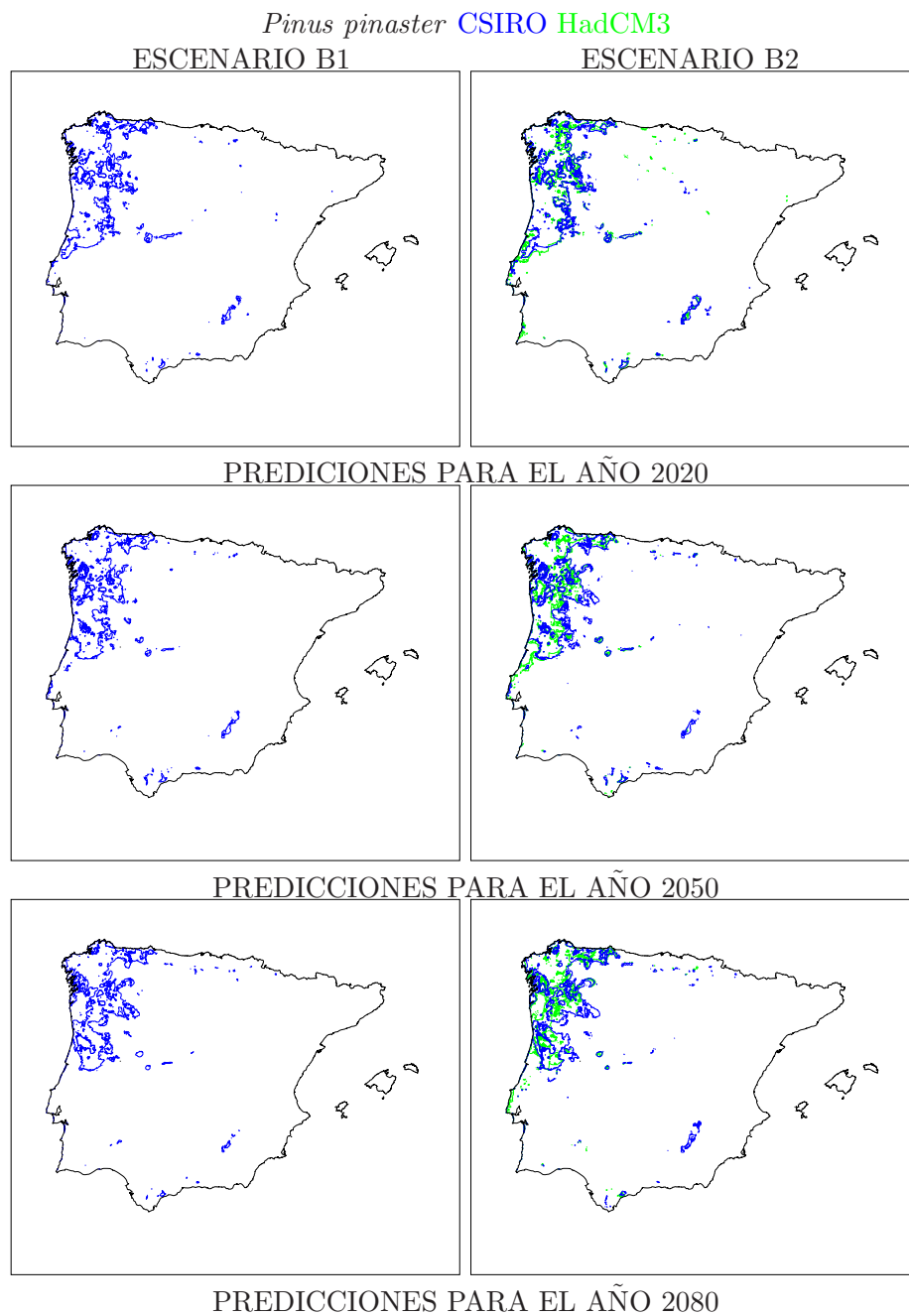


Figura 6.30: Predicción de área potencial de *Pinus pinaster* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

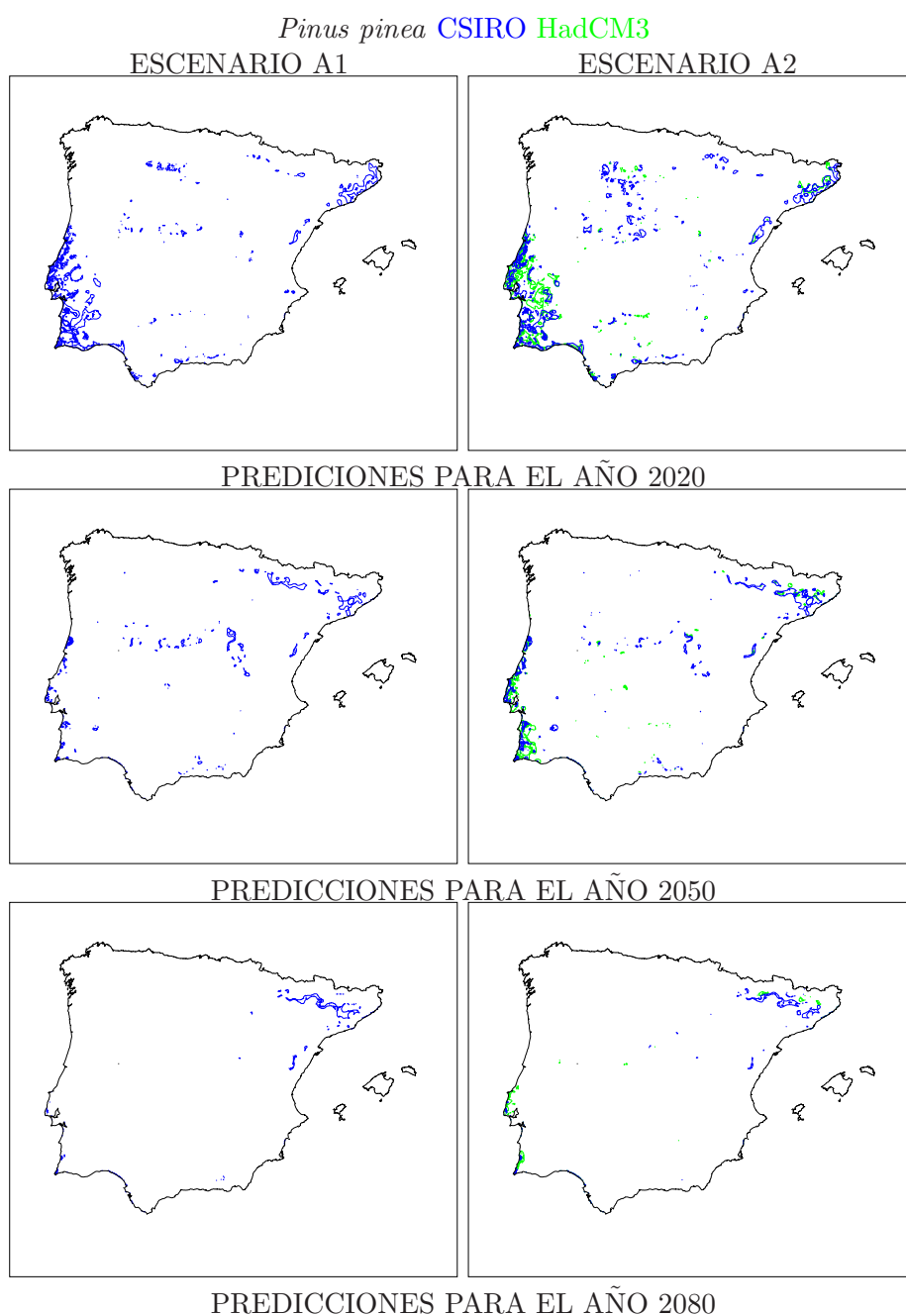


Figura 6.31: Predicción de área potencial de *Pinus pinea* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

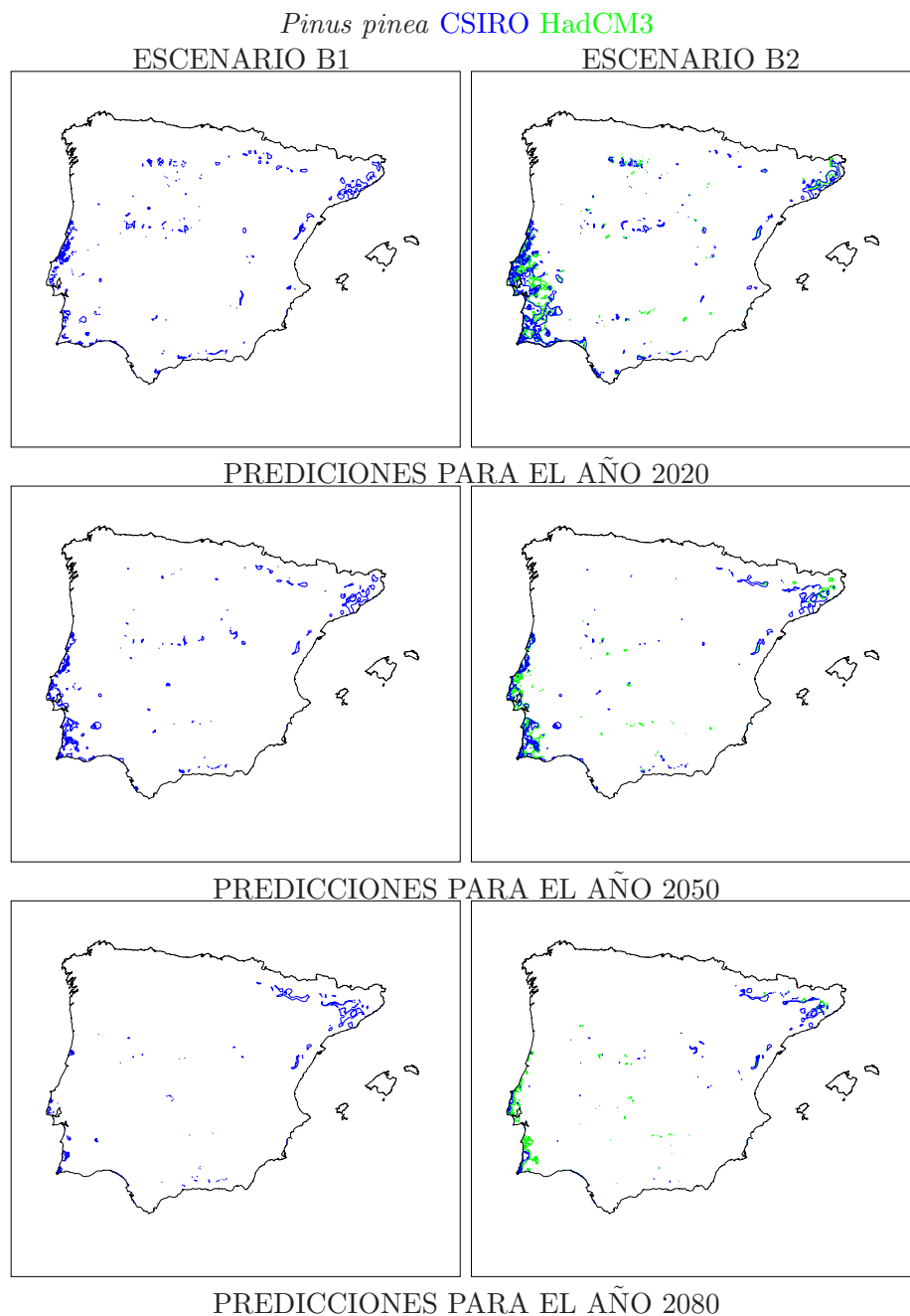


Figura 6.32: Predicción de área potencial de *Pinus pinea* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

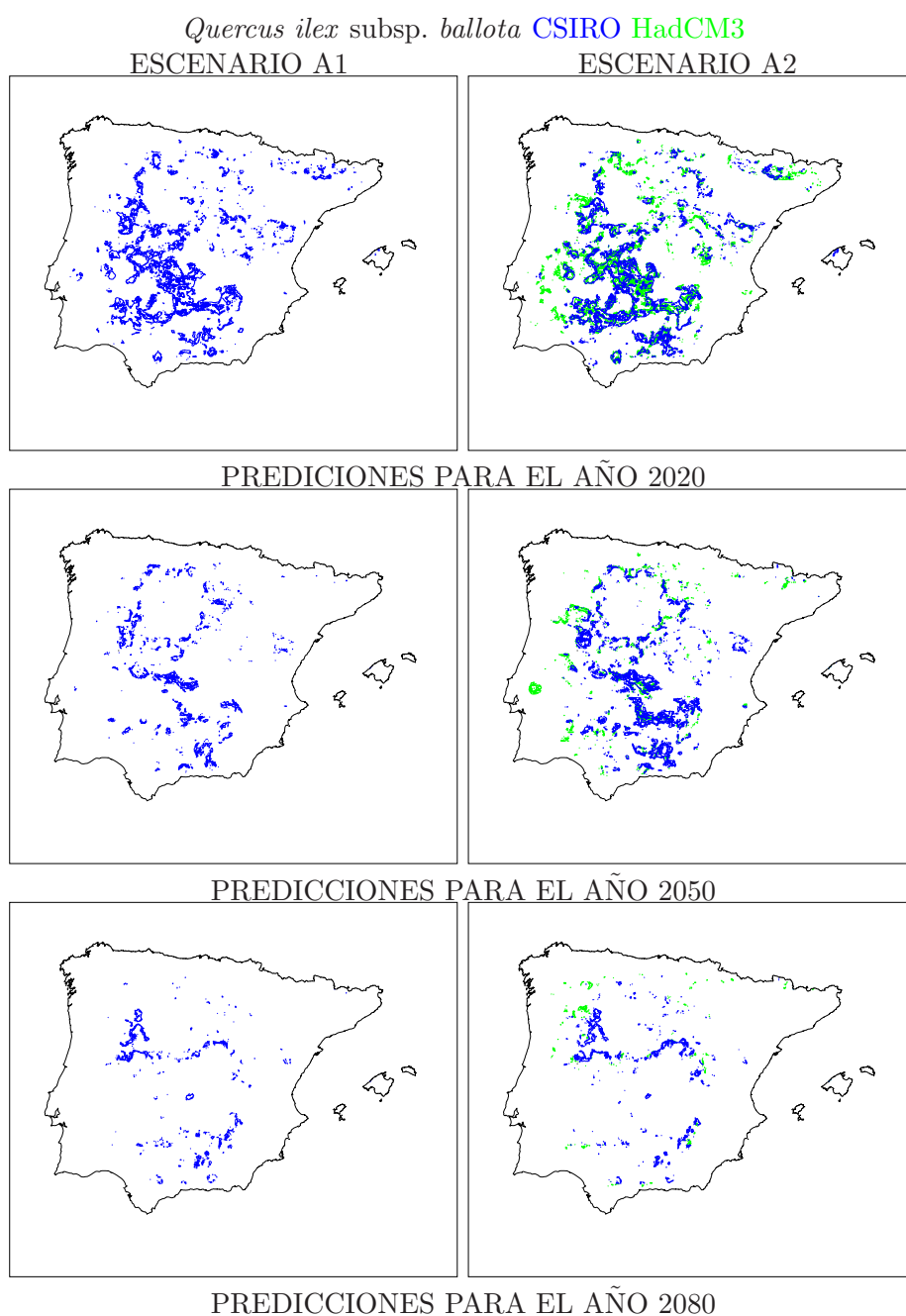


Figura 6.33: Predicción de área potencial de *Quercus ilex* subsp. *ballota* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

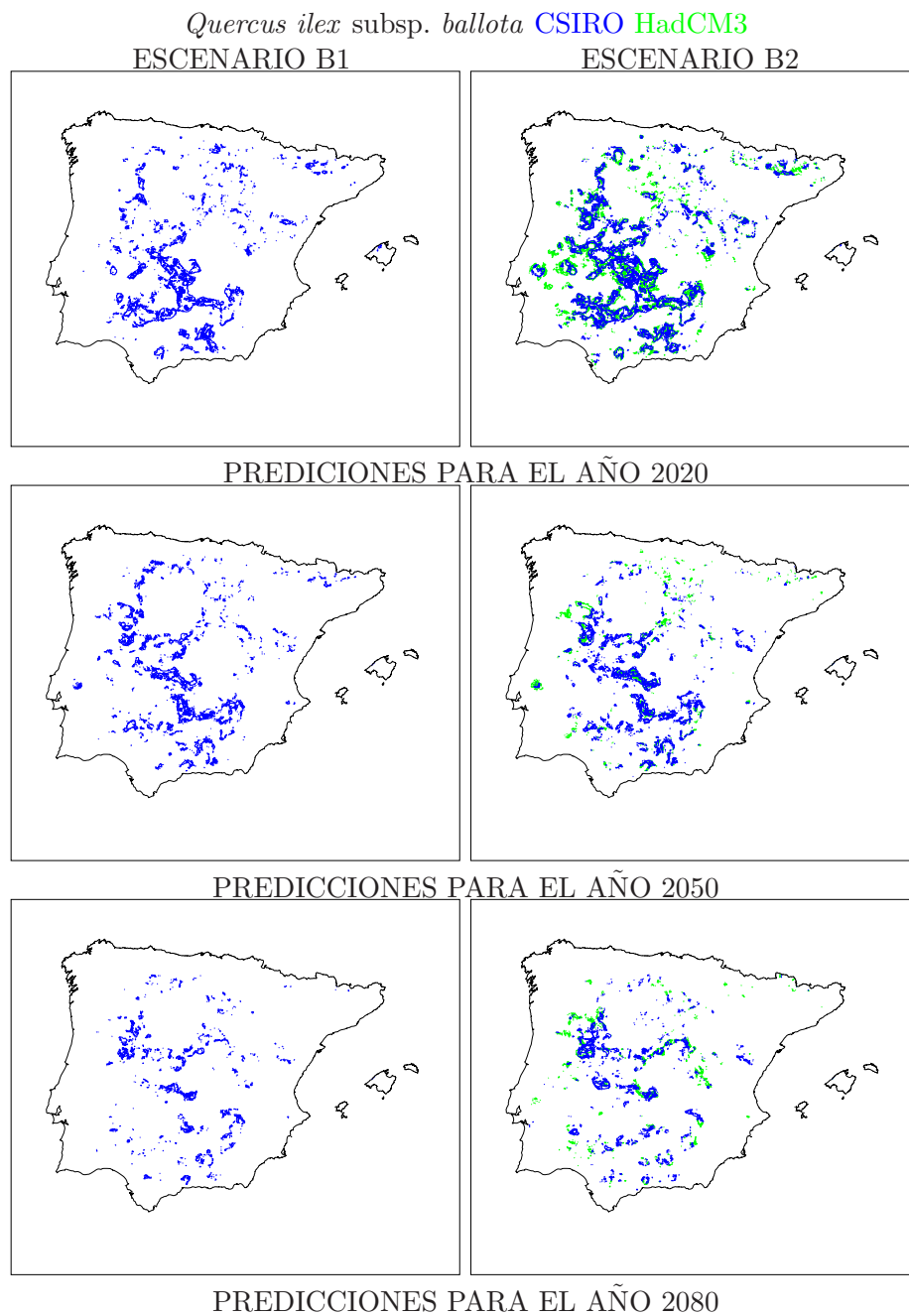


Figura 6.34: Predicción de área potencial de *Quercus ilex* subsp. *ballota* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

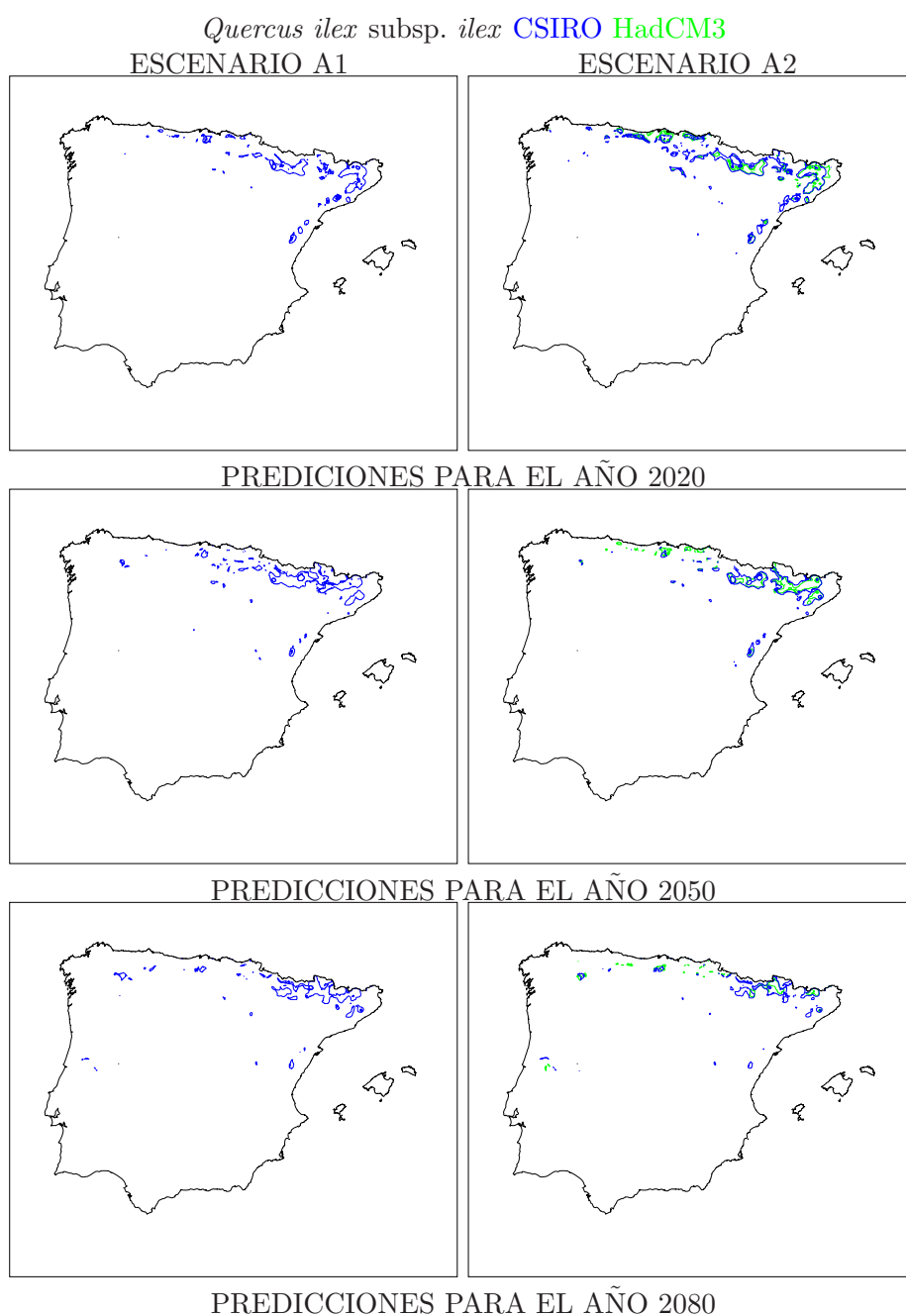


Figura 6.35: Predicción de área potencial de *Quercus ilex* subsp. *ilex* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

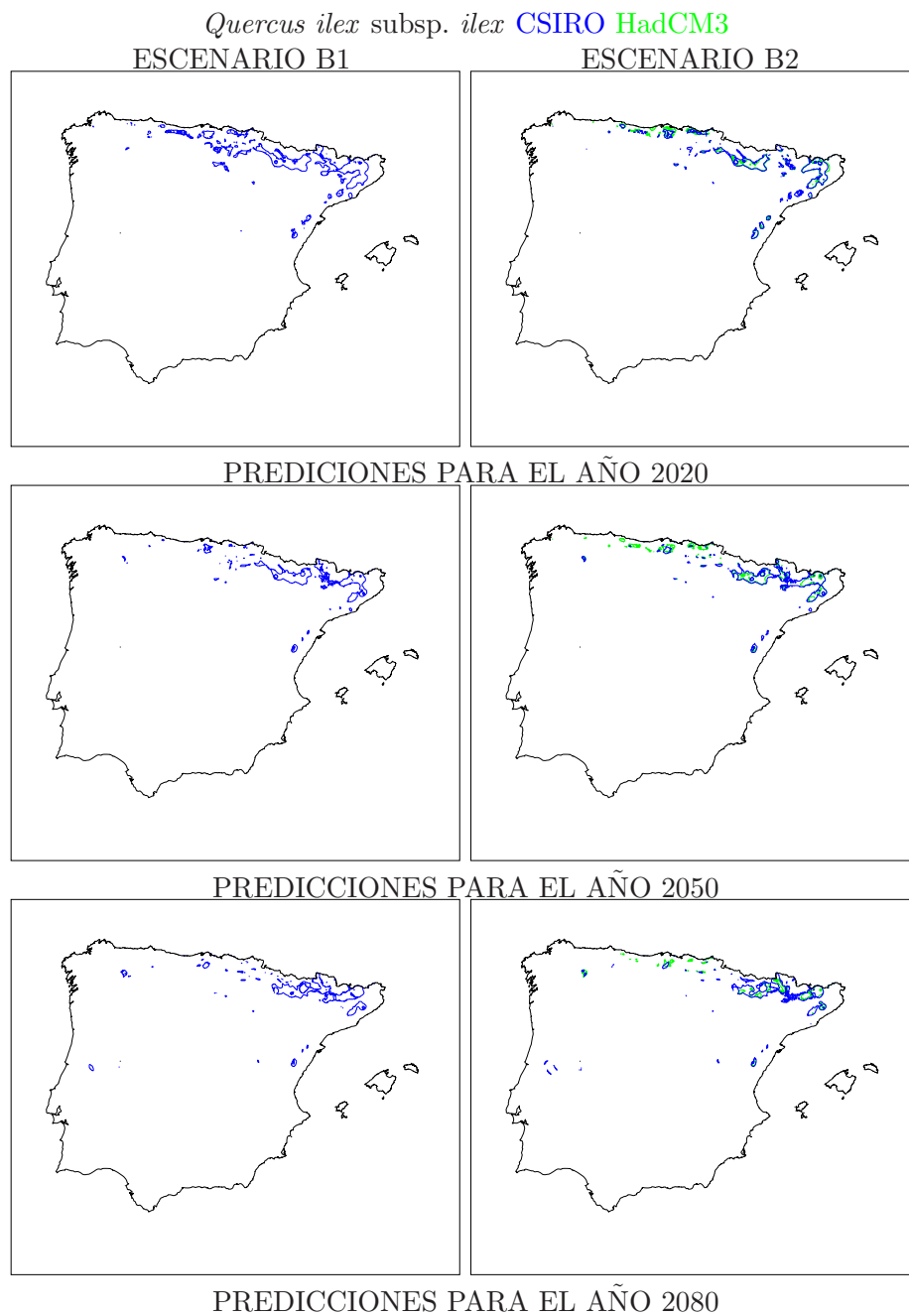


Figura 6.36: Predicción de área potencial de *Quercus ilex* subsp. *ilex* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

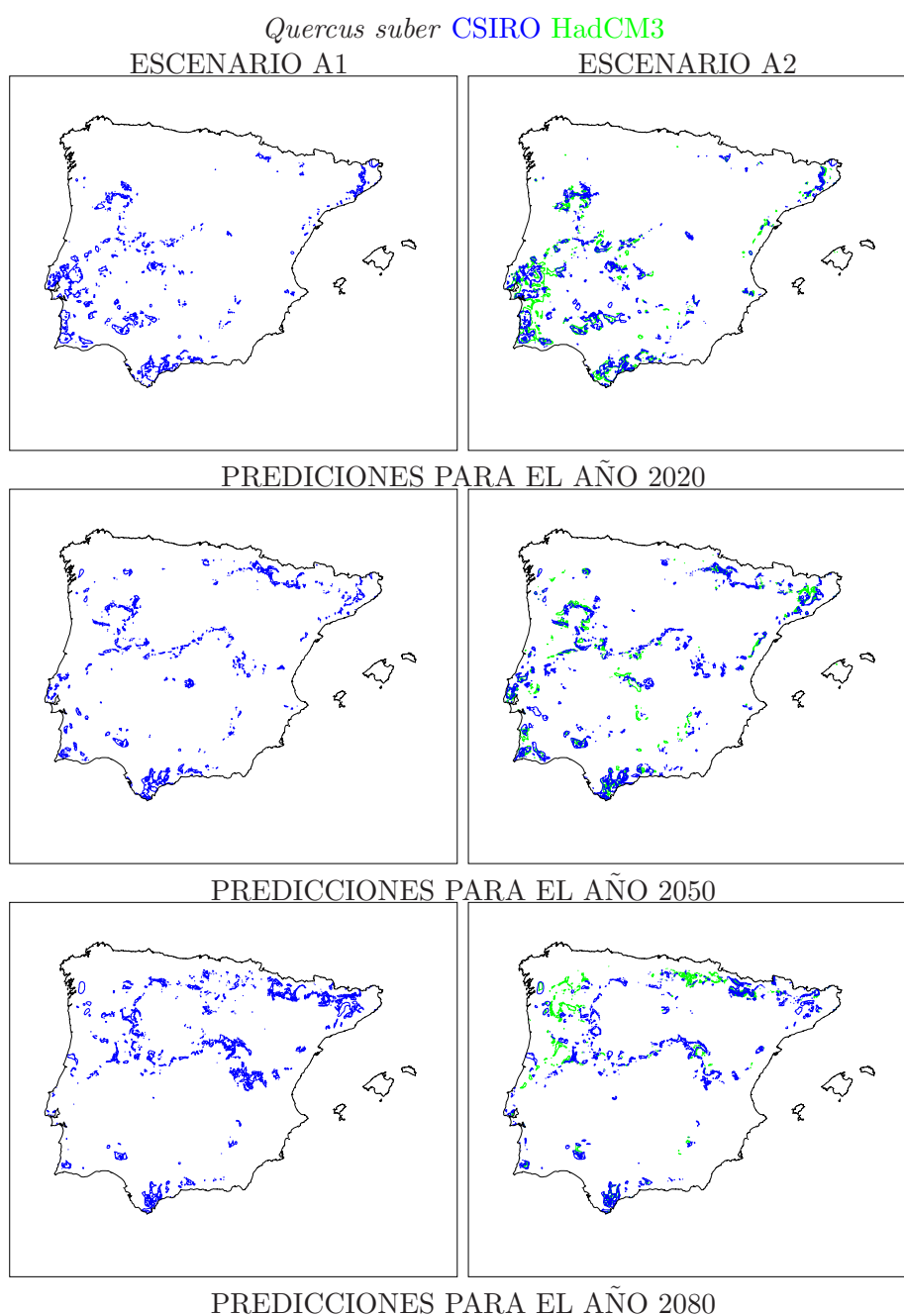


Figura 6.37: Predicción de área potencial de *Quercus suber* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios A1 y A2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario A2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

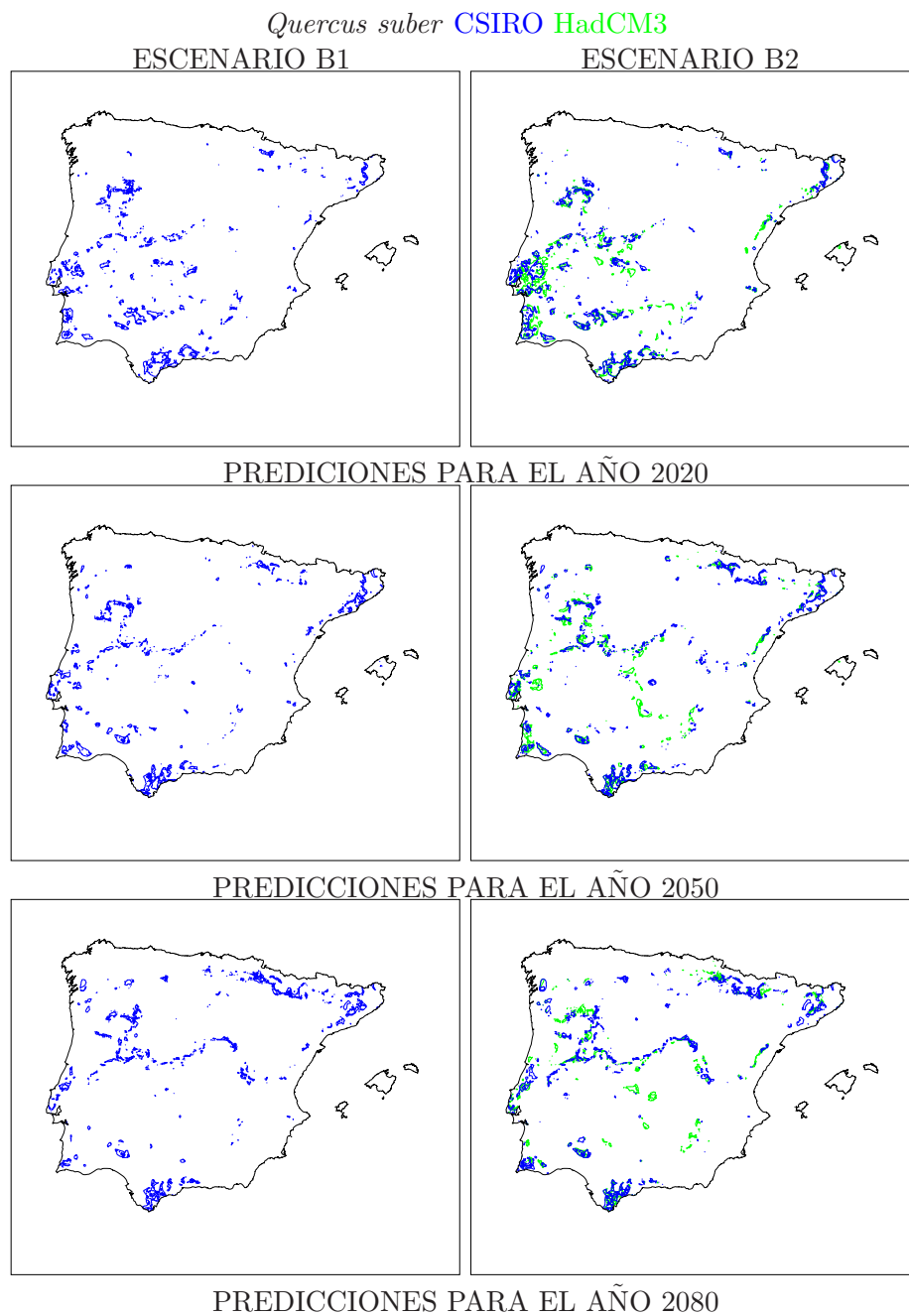


Figura 6.38: Predicción de área potencial de *Quercus suber* para 2020, 2050 y 2080 utilizando los escenarios B1 y B2 del modelo CSIRO (azul) y el escenario B2 del modelo HadCM3 (verde). En el documento pdf adjunto a esta tesis se puede apreciar esta figura a mayor resolución.

B	ESPECIE	A2 2020		A2 2050		A2 2080	
		área	%	área	%	área	%
BCM	<i>A. alba</i>	11318.80	67.43 %	4810.78	28.67 %	1574.09	9.38 %
	<i>P. sylvestris</i>	21629.30	6.69 %	3907.42	1.21 %	925.73	0.29 %
	<i>P. uncinata</i>	9808.43	70.58 %	4005.05	28.82 %	1243.98	8.95 %
BPE	<i>C. sativa</i>	45319.60	86.92 %	44592.20	85.52 %	27516.20	52.77 %
	<i>F. sylvatica</i>	24828.60	67.15 %	7580.35	20.50 %	2755.45	7.45 %
	<i>Q. petraea</i>	12537.00	46.02 %	2896.82	10.63 %	908.36	3.33 %
	<i>Q. robur</i>	44503.00	78.68 %	33278.70	58.84 %	19148.40	33.85 %
BS	<i>J. thurifera</i>	1975.90	61.21 %	4289.79	13.30 %	783.36	2.43 %
	<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	22250.40	81.15 %	4857.90	17.72 %	465.12	1.70 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	7646.72	23.93 %	1858.09	5.82 %	108.87	0.34 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	34798.6	65.95 %	5101.90	9.67 %	563.49	1.07 %
	<i>Q. pubescens</i>	17720.80	113.31 %	13070.10	83.58 %	11309.50	73.32 %
	<i>Q. pyrenaica</i>	22421.40	36.32 %	5687.26	9.21 %	951.35	1.54 %
BM	<i>P. halepensis</i>	91561.60	127.21 %	67864.70	94.29 %	44264.60	61.50 %
	<i>P. pinaster</i>	60262.90	77.56 %	52359.70	67.39 %	31967.9	41.14 %
	<i>P. pinea</i>	18772.00	43.75 %	9150.32	21.32 %	2853.32	6.65 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	45249.00	33.14 %	20996.1	15.38 %	5645.89	4.14 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	17403.80	99.75 %	12775.70	73.23 %	6821.86	39.10 %
	<i>Q. suber</i>	21405.70	40.74 %	18932.50	36.03 %	16281.20	30.99 %

Cuadro 6.1: Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario A2 del CSIRO y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.

B	ESPECIE	A2 2020		A2 2050		A2 2080	
		área	%	área	%	área	%
BCM	<i>A. alba</i>	9372.44	55.83 %	4565.03	27.19 %	1367.35	8.14 %
	<i>P. sylvestris</i>	11530	35.71 %	2545.32	7.88 %	210.12	0.65 %
	<i>P. uncinata</i>	9961.18	71.68 %	5484.14	39.46 %	1412.72	10.17 %
BPE	<i>C. sativa</i>	43607.3	83.63 %	35377.40	67.85 %	18356	35.20 %
	<i>F. sylvatica</i>	20997.30	56.78 %	8843.32	23.92 %	1661.22	4.49 %
	<i>Q. petraea</i>	13143.70	48.24 %	4024.17	14.77 %	630.613	2.31 %
	<i>Q. robur</i>	49328.30	87.21 %	36455.80	64.45 %	15790.70	27.92 %
BS	<i>J. thurifera</i>	12680.60	39.30 %	1664.22	5.16 %	1090.98	3.38 %
	<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	9709.68	35.41 %	1490.72	5.44 %	33.50	0.00 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	11339.40	35.49 %	1937.84	6.07 %	32.75	0.10 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	15226.20	28.86 %	7364.35	13.96 %	1232.23	2.33 %
	<i>Q. pubescens</i>	10189.30	65.15 %	5529.89	35.36 %	3652.55	23.35 %
	<i>Q. pyrenaica</i>	11530.00	18.68 %	2545.32	4.12 %	210.12	0.34 %
BM	<i>P. halepensis</i>	47661.60	66.22 %	29111.70	40.47 %	12786.50	17.76 %
	<i>P. pinaster</i>	51348.48	66.09 %	40114.83	51.63 %	15056.45	19.38 %
	<i>P. pinea</i>	21398.50	49.86 %	7129.36	16.61 %	1416.97	3.30 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	31563.99	23.12 %	6687.49	4.90 %	1036.60	0.76 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	10664.50	61.12 %	8258.46	47.33 %	2839.32	16.27 %
	<i>Q. suber</i>	26426.90	50.29 %	11936.00	22.72 %	6651.24	12.66 %

Cuadro 6.2: Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario A2 del HadCM3 y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.

B	ESPECIE	A2 2020		A2 2050		A2 2080	
		área	%	área	%	área	%
BCM	<i>A. alba</i>	9102.07	54.22 %	5784.01	34.46 %	2911.82	17.35 %
	<i>P. sylvestris</i>	12952.60	40.12 %	5102.27	15.80 %	1774.96	5.50 %
	<i>P. uncinata</i>	9234.32	66.45 %	4616.28	33.22 %	2175.33	15.66 %
BPE	<i>C. sativa</i>	39176.00	75.13 %	43782.00	83.97 %	35676.20	68.42 %
	<i>F. sylvatica</i>	18218.80	49.27 %	9774.31	26.43 %	5806.38	15.70 %
	<i>Q. petraea</i>	8904.45	32.68 %	3446.43	12.65 %	1656.09	6.08 %
	<i>Q. robur</i>	41957.90	74.18 %	33611.10	59.42 %	28825.80	50.96 %
BS	<i>J. thurifera</i>	12958.20	40.16 %	5878.38	18.22 %	1932.96	5.99 %
	<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	15052.60	54.90 %	8175.96	29.82 %	2159.46	7.88 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	8154.21	25.52 %	2799.94	8.76 %	619.11	1.94 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	20568.80	38.99 %	6857.24	13.00 %	3535.80	6.70 %
	<i>Q. pubescens</i>	14076.10	90.01 %	15530.10	99.30 %	15049.10	96.23 %
	<i>Q. pyrenaica</i>	17919.80	29.03 %	7440.10	12.05 %	2386.20	3.87 %
BM	<i>P. halepensis</i>	82040.70	113.98 %	67896.70	94.33 %	63906.20	88.79 %
	<i>P. pinaster</i>	58001.90	74.65 %	53520.90	68.88 %	46335.20	59.63 %
	<i>P. pinea</i>	19915.70	46.41 %	9794.81	22.82 %	4301.04	10.02 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	43180.40	31.63 %	17178.20	12.58 %	9078.20	6.65 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	11032.20	63.23 %	10760.00	61.67 %	8905.57	51.04 %
	<i>Q. suber</i>	17287.40	32.90 %	12688.90	24.15 %	14591.00	27.77 %

Cuadro 6.3: Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario B2 del CSIRO y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.

B	ESPECIE	A2 2020		A2 2050		A2 2080	
		área	%	área	%	área	%
BCM	<i>A. alba</i>	8947.57	53.30 %	5430.27	32.25 %	2964.44	17.66 %
	<i>P. sylvestris</i>	9773.06	30.26 %	2958.94	9.16 %	897.36	2.78 %
	<i>P. uncinata</i>	9215.57	66.32 %	6010.01	43.25 %	3298.43	23.74 %
BPE	<i>C. sativa</i>	43431.90	83.30 %	347792.00	66.70 %	29741.80	57.04 %
	<i>F. sylvatica</i>	20596.80	55.70 %	10130.50	27.40 %	4802.03	12.99 %
	<i>Q. petraea</i>	12694.00	46.59 %	5151.90	18.91 %	2263.96	8.31 %
	<i>Q. robur</i>	47567.30	84.10 %	37401.60	66.13 %	19113.00	51.47 %
BS	<i>J. thurifera</i>	10713.40	33.20 %	3196.31	9.91 %	628.36	1.95 %
	<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	10617.50	38.72 %	1993.09	7.27 %	527.12	1.92 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	11095.70	34.73 %	2150.46	6.73 %	513.99	1.61 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	14601.00	27.67 %	6098.88	11.56 %	3714.43	7.04 %
	<i>Q. pubescens</i>	9426.06	60.27 %	6861.36	43.78 %	5562.51	35.57 %
	<i>Q. pyrenaica</i>	9773.06	15.83 %	2958.94	4.79 %	897.36	1.45 %
BM	<i>P. halepensis</i>	44159.00	61.35 %	29082.90	40.41 %	7839.84	10.89 %
	<i>P. pinaster</i>	51670.73	66.50 %	40968.94	52.73 %	32192.24	41.43 %
	<i>P. pinea</i>	19787.40	46.11 %	8682.08	20.23 %	3922.55	9.14 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	36459.53	26.70 %	5803.01	4.25 %	4352.04	3.19 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	9129.07	52.32 %	7556.23	43.31 %	3697.30	21.19 %
	<i>Q. suber</i>	21984.10	41.84 %	12755.50	24.28 %	10217.70	19.45 %

Cuadro 6.4: Áreas potenciales (en kilómetros) de las especies para el futuro en el escenario B2 del HadCM3 y porcentaje de disminución de área para cada escenario respecto al área potencial estimada para el presente (Cuadro 4.2). % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.

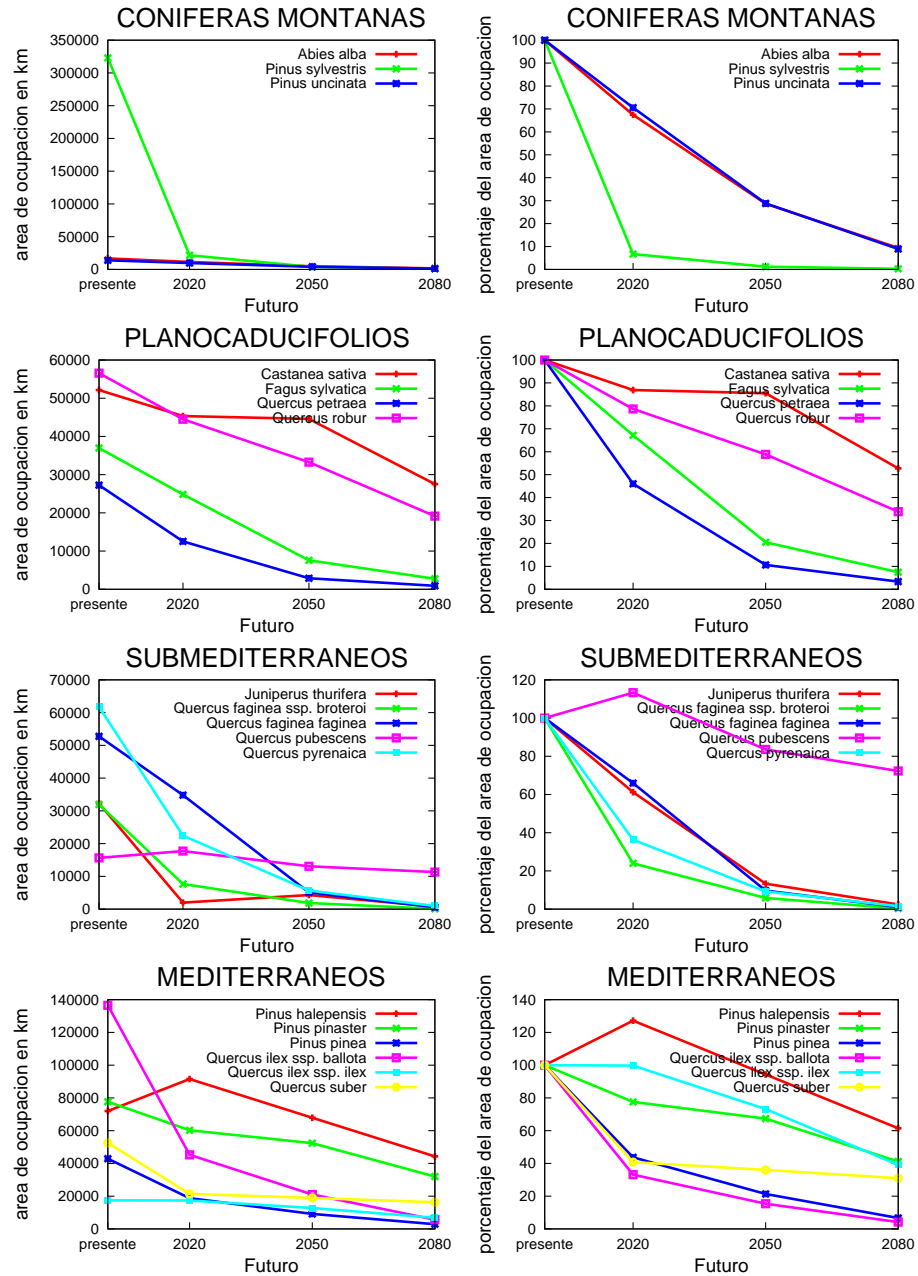


Figura 6.39: Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (A2 CSIRO). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.

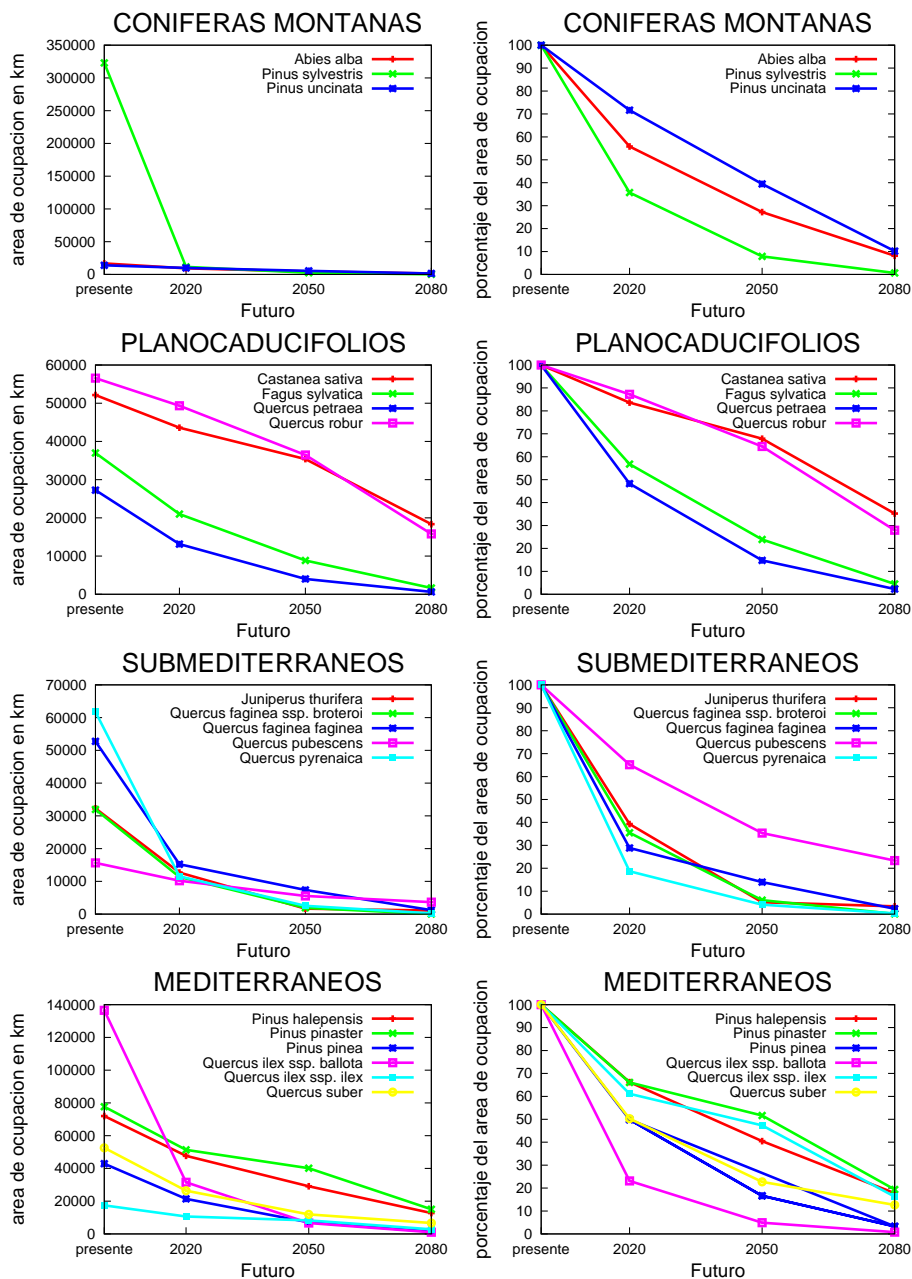


Figura 6.40: Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (A2 HadCM3). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.

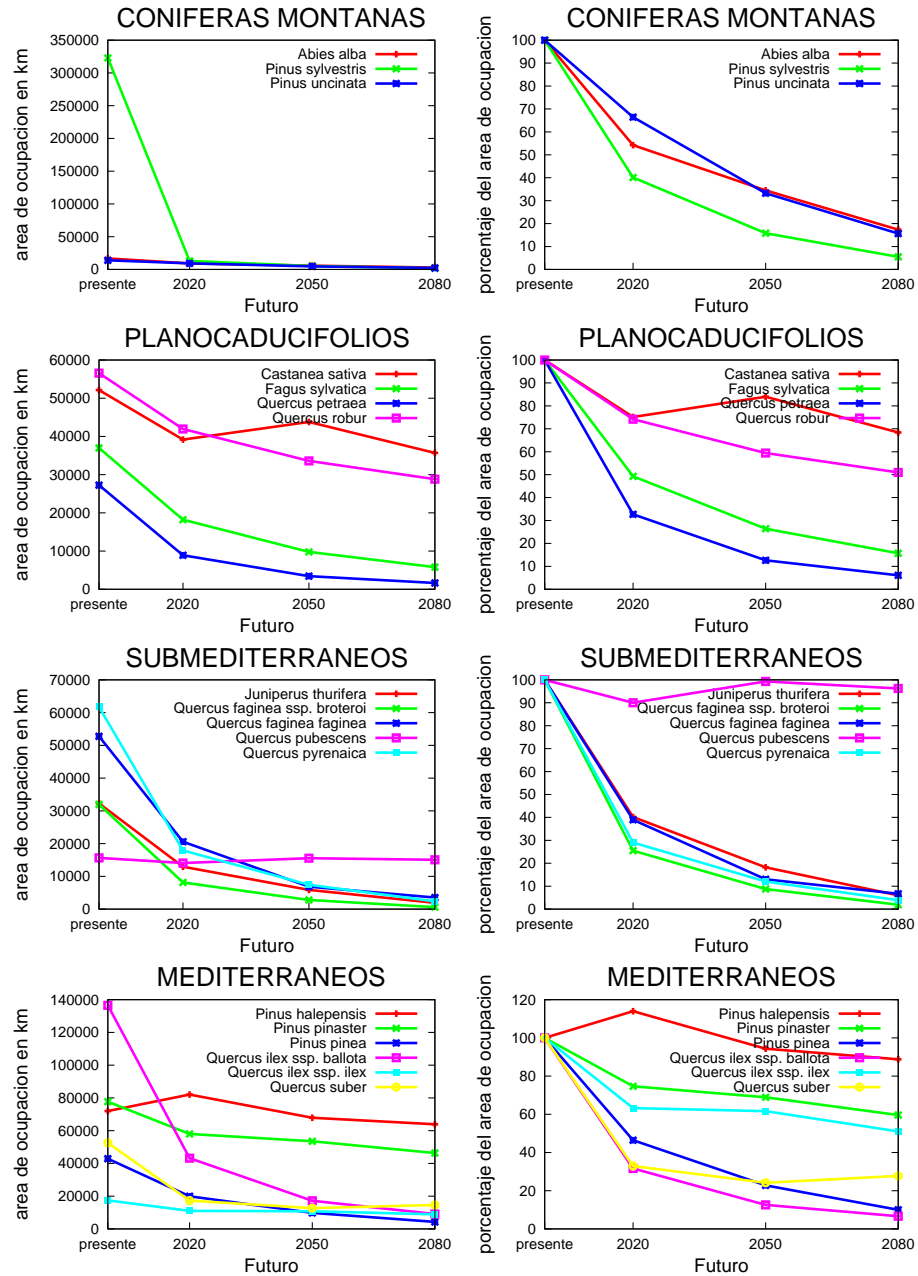


Figura 6.41: Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (B2 CSIRO). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.

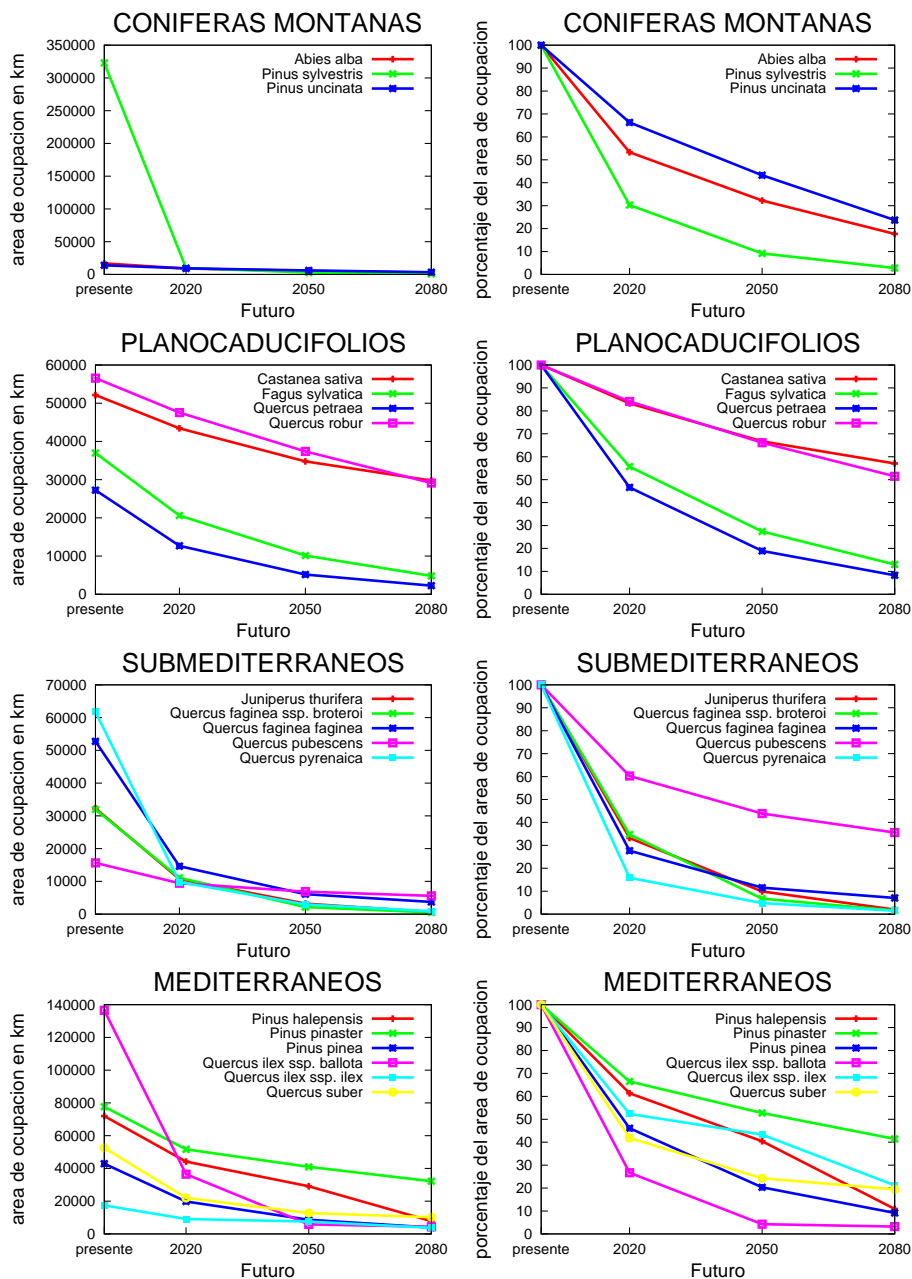


Figura 6.42: Áreas de distribución de las especies, desde el presente hasta el 2080 (B2 HadCM3). A la izquierda se muestra la evolución del área en km y a la derecha en porcentaje del área respecto al presente.

6.4. Comparación entre los mapas potenciales generados utilizando los modelos HadCM3 y CSIRO

Los resultados que se muestran en las figuras y gráficos anteriores muestran que existen diferencias entre las modelizaciones provenientes del modelo HadCM3 y las generadas con el modelo CSIRO. Para cuantificar las diferencias entre los mapas potenciales se utilizó el estadístico *kappa* como medida de similitud (Cuadro 6.5). Los valores del estadístico *kappa* obtenidos oscilan entre el 0 para *Pinus nigra* subsp. *salzmanii* en el escenario A2 para 2080 y 0,88 para *Pinus uncinata* en el escenario B2 2020. En general, los mapas muestran mayor similitud cuanto más cerca del presente es la predicción, y disminuye el parecido entre ellos para el 2080 (Cuadro 6.43).

kappa	ESCENARIO A2			ESCENARIO B2		
ESPECIE	2020	2050	2080	2020	2050	2080
<i>A. alba</i>	0.769	0.819	0.755	0.840	0.810	0.765
<i>C. sativa</i>	0.753	0.653	0.447	0.833	0.670	0.596
<i>F. sylvatica</i>	0.743	0.530	0.279	0.786	0.548	0.437
<i>J. thurifera</i>	0.443	0.146	0.000	0.521	0.308	0.034
<i>P. halepensis</i>	0.542	0.431	0.033	0.605	0.480	0.124
<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	0.409	0.126	0.000	0.527	0.211	0.080
<i>P. pinaster</i>	0.826	0.766	0.528	0.850	0.765	0.660
<i>P. pinea</i>	0.370	0.282	0.088	0.614	0.442	0.271
<i>P. sylvestris</i>	0.554	0.484	0.106	0.703	0.475	0.469
<i>P. uncinata</i>	0.840	0.755	0.655	0.881	0.766	0.702
<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	0.481	0.286	0.047	0.582	0.222	0.193
<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	0.388	0.286	0.211	0.568	0.327	0.126
<i>Q. pubescens</i>	0.655	0.583	0.435	0.763	0.595	0.532
<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	0.475	0.183	0.007	0.557	0.238	0.154
<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	0.589	0.634	0.426	0.723	0.613	0.462
<i>Q. petraea</i>	0.753	0.536	0.317	0.744	0.551	0.458
<i>Q. pyrenaica</i>	0.476	0.211	0.027	0.558	0.277	0.164
<i>Q. robur</i>	0.738	0.667	0.475	0.849	0.654	0.576
<i>Q. suber</i>	0.502	0.291	0.203	0.520	0.366	0.286

Cuadro 6.5: Similitud entre los mapas potenciales de las especies generados usando el modelo HadCM3 y el modelo CSIRO, aplicados a los escenarios A2 y B2 en 2020, 2050 y 2080.

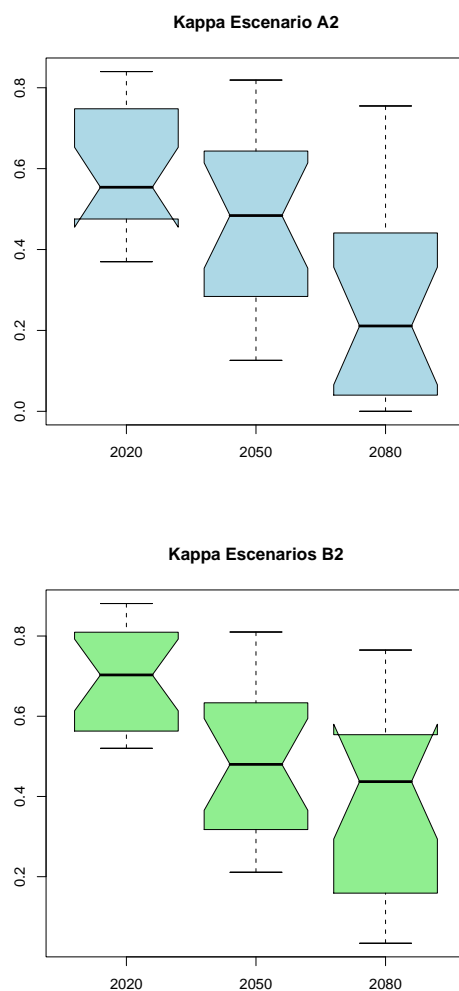


Figura 6.43: Valores medios del estadístico de la kappa (modelos CSIRO y HadCM3) en 2020, 2050 y 2080 en los escenarios A2 y B2

6.5. Evolución del área: migración horizontal y vertical

La evolución del área se define en este trabajo como los desplazamientos verticales (desplazamientos en altitud) u horizontales (desplazamientos latitudinales) que sufran las especies en relación con el cambio climático futuro.

La evolución del área varía bastante de unas especies a otras. Algunas muestran migraciones bien verticales, bien horizontales, mientras que otras especies no encuentran lugares climáticamente adaptados a sus necesidades en el futuro. En este trabajo se han cuantificado estos movimientos utilizando los mapas generados con el modelo CSIRO para el escenario más agresivo, el A2, en el 2080. Se ha calculado la evolución del área, tanto en kilómetros como en porcentaje de área respecto al área potencial presente (Cuadro 6.6). En general los bosques muestran una disminución acusada en sus áreas de distribución, sin que se produzca en contrapartida, aumento o mantenimiento de las áreas (Cuadro 6.6). Un 40 % de los bosques aquí estudiados presenta una disminución del área del 99 % en relación con el presente.

Los mapas que representan el área mantenida, colonizada y reducida de las especies (Figura 6.44) son la representación gráfica del cuadro 6.6, ambos representan los movimientos de las especies que se producirían como respuesta climática. Además de ellos se muestra la migración vertical de las especies (Figura 6.45). Esto se representa mediante histogramas de densidad que dibujan la ocupación de la especie (medida como número de píxels de presencia) en el área potencial frente a la altitud (Figura 6.45). Usando estas medidas se pueden marcar algunas tendencias en los movimientos de las especies.

6.5.1. Bosques de coníferas de montaña (*Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Abies alba*)

Para este escenario en todas estas especies el área de ocupación potencial para 2080 está por debajo del 10 % respecto a la distribución potencial del presente (Cuadro 6.6). Además, ninguna de estas especies muestra un aumento de área significativo para el futuro (1.66 % *Pinus sylvestris*, 0.52 % *Pinus uncinata* y 0.43 % *Abies alba*). El pino albar apenas logra mantener tampoco su área de distribución (1.24 %), mientras que el pino negro y el abeto blanco si que son capaces de mantener un poco más sus áreas originales (8.45 % y 8.95 % respectivamente). Las tres especies experimentan una migración altitudinal hacia las partes más altas de las montañas (Figura 6.45).

6.5.2. Bosques europeos planocaducifolios (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea*, *Quercus robur* y *Castanea sativa*)

También en la evolución del área este grupo de especies presenta dos tendencias (Cuadro 6.6). La mayor reducción de área la presentan *Fagus sylva-*

tica y *Quercus petraea* con un área mantenida respecto al presente muy baja (3.68 % y 2.87 % respectivamente) y que apenas incrementa (3.86 % y 0.07 % respectivamente), sumado a una intensa reducción del área (96.69 % y 98.74 % respectivamente). *Quercus robur* y *Castanea sativa* son capaces de mantener parte de su área respecto al presente (22.08 % y 21.59 % respectivamente), y son capaces de expandir en algunas zonas su área en el futuro (11.45 % y 38.77 % respectivamente).

En estas especies también se produce una migración hacia zonas más altas, especialmente patente en el caso de *Fagus sylvatica* y *Quercus petraea* (Figura 6.45).

6.5.3. Bosques submediterráneos (*Quercus pubescens*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Pinus nigra* subsp. *salzmanii* y *Juniperus thurifera*).

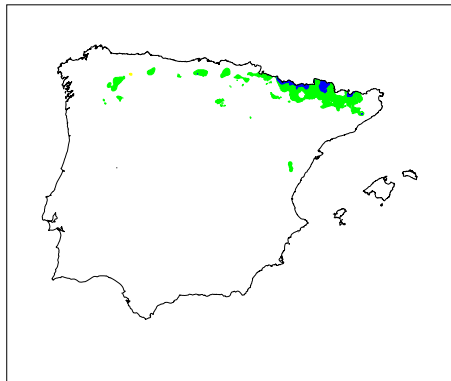
Pinus nigra subsp. *salzmanii*, *Quercus faginea* subsp. *faginea* y *Quercus faginea* subsp. *broteroi* no son capaces de mantener su área de distribución en el futuro, y presentan un aumento de la misma mínimo, por debajo del 2 % para todos los casos, a lo que además se suma una disminución en su área de prácticamente el 100 % (Cuadro 6.6). *Quercus pubescens* muestra un comportamiento bastante distinto. Esta especie es capaz de continuar viviendo en los mismos sitios en el futuro, y mantener su área en un 66.16 %. Sin embargo no se producen desplazamientos considerables hacia otras zonas (aumenta su área tan sólo en un 6.37 %) para esta especie.

Dentro de este grupo de especies la migración vertical a zonas más altas no es tan acusada como en el caso de los bosques de coníferas de montaña y los bosques planocaducifolios. *Quercus faginea* subsp. *faginea* y *Quercus pyrenaica* son las dos especies donde la migración vertical es más evidente (Figura 6.45).

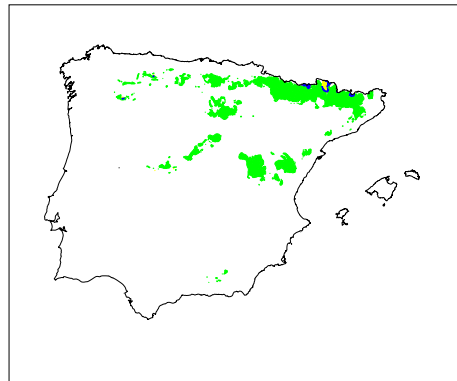
6.5.4. Bosques mediterráneos (*Quercus suber*, *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* y *Pinus pinea*)

Este grupo de especies son las que son capaces de un mayor desplazamiento. Hasta un 32.43 % se expande *Pinus halepensis*. *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Quercus ilex* subsp. *ballota* expanden también bastante sus áreas de distribución en nuevos sitios. Estas dos especies reducen además hasta más de un 98 % sus áreas respecto al presente.

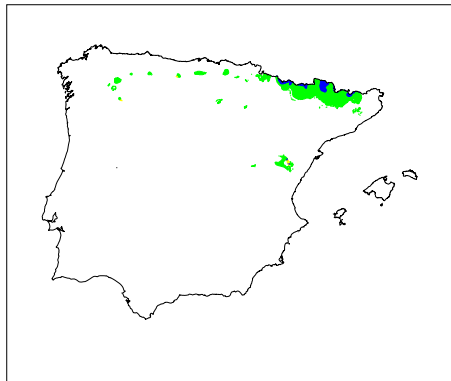
En este grupo de especies la migración altitudinal más acusada la experimentan *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Quercus suber* (Figura 6.45). También *Pinus pinaster* y *Pinus pinea* son capaces de migrar a zonas más altas.



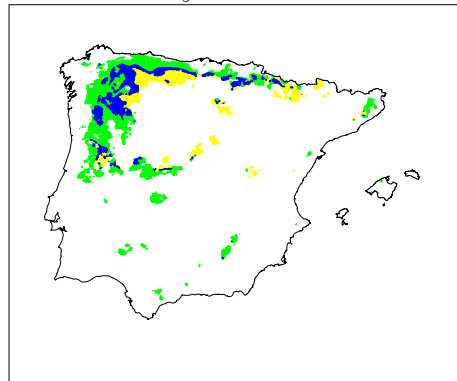
Abies alba



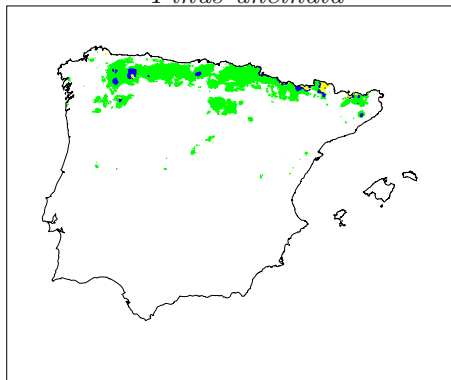
Pinus sylvestris



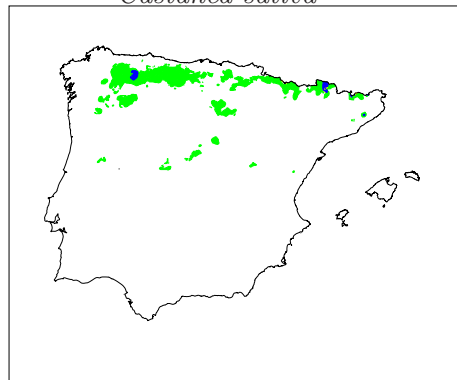
Pinus uncinata



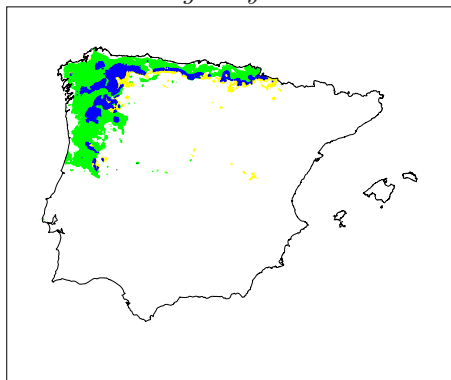
Castanea sativa



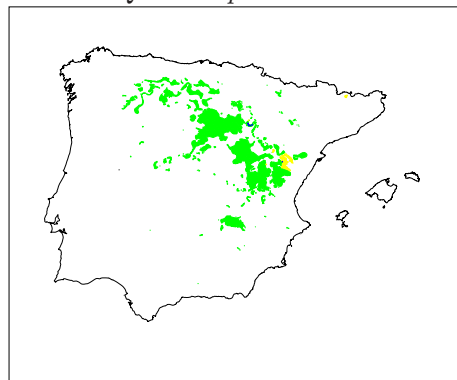
Fagus sylvatica



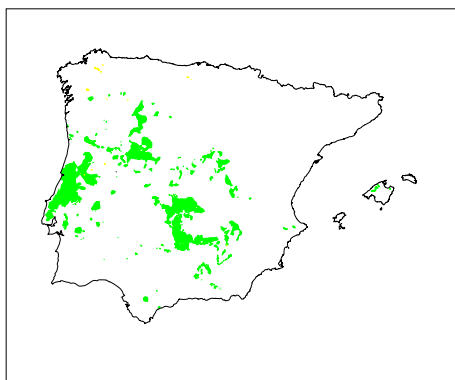
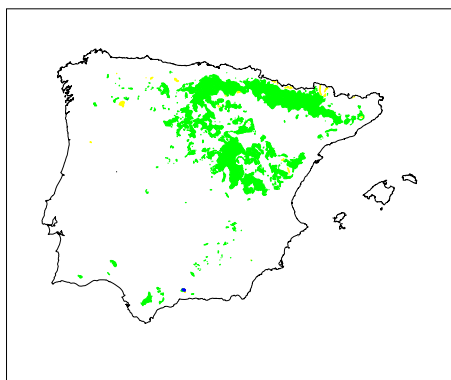
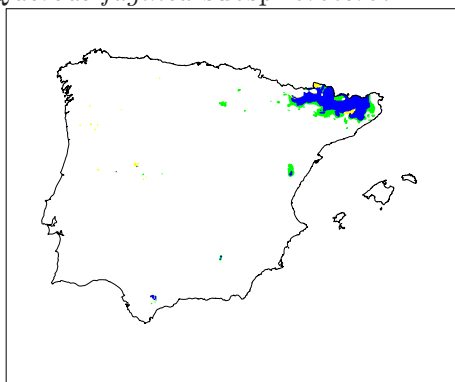
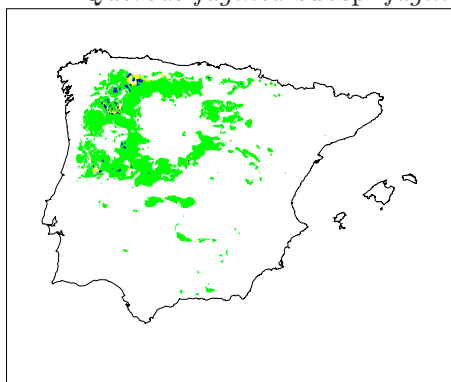
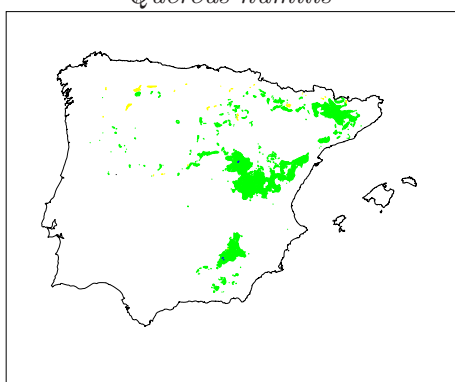
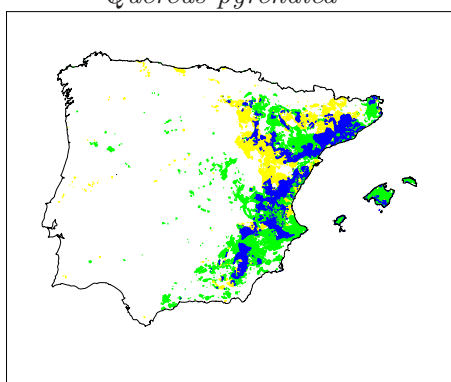
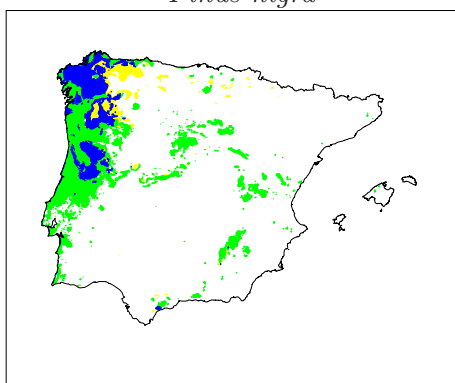
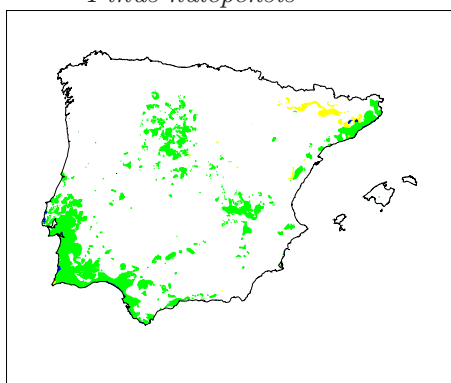
Quercus petraea



Quercus robur



Juniperus thurifera

*Quercus faginea* subsp. *broteroi**Quercus faginea* subsp. *faginea**Quercus humilis**Quercus pyrenaica**Pinus nigra**Pinus halepensis**Pinus pinaster**Pinus pinea*

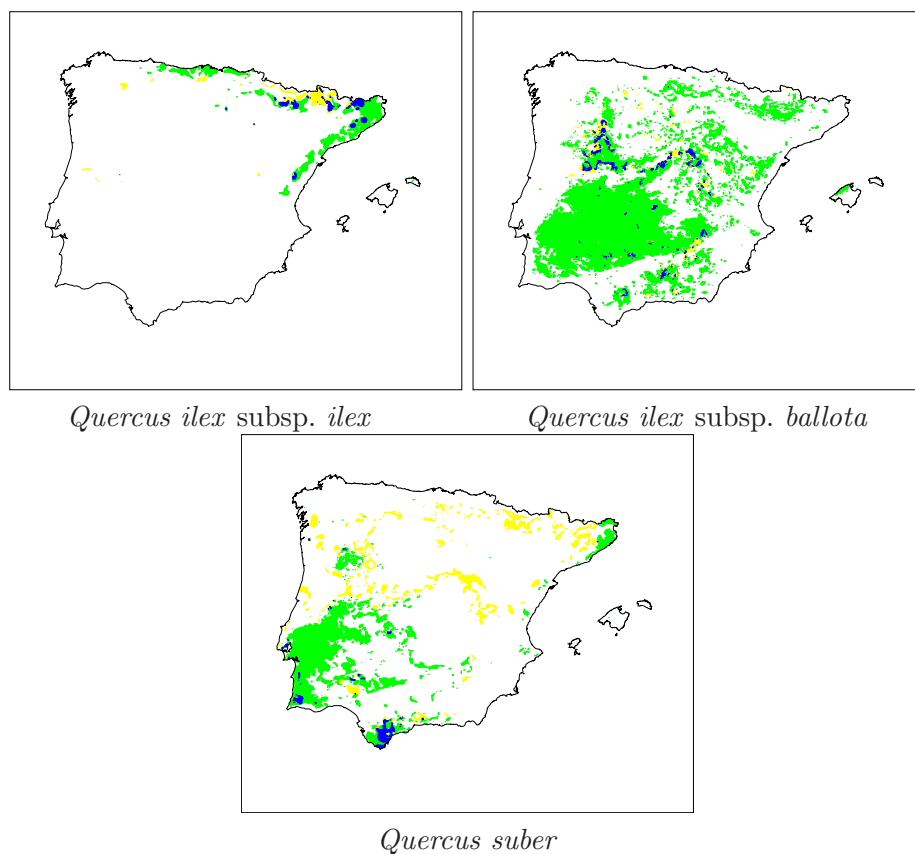
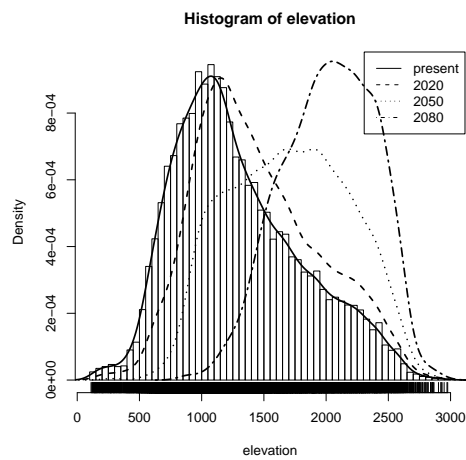
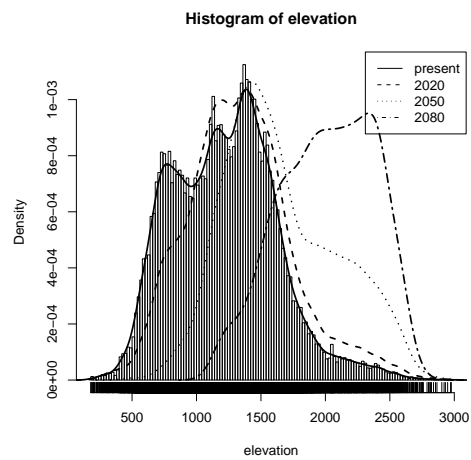
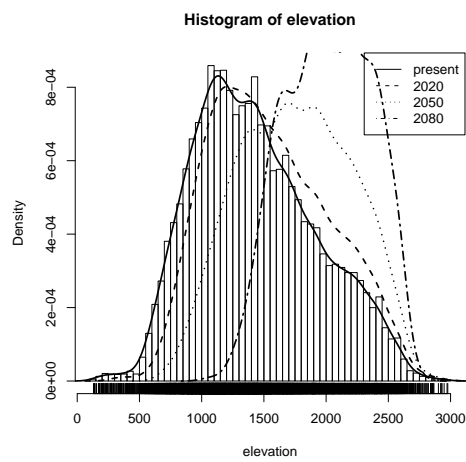
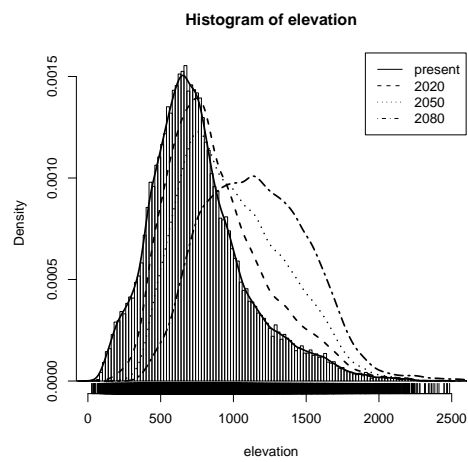
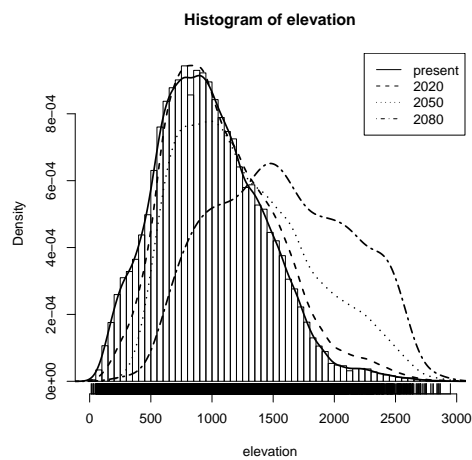
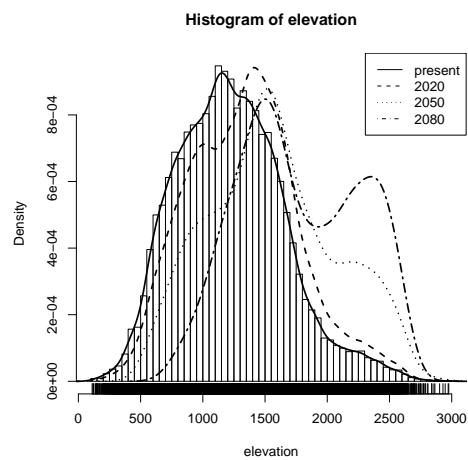
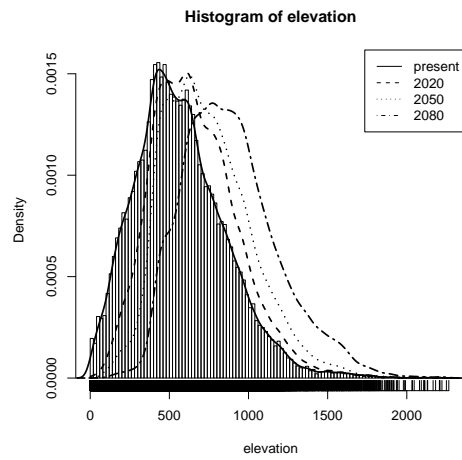
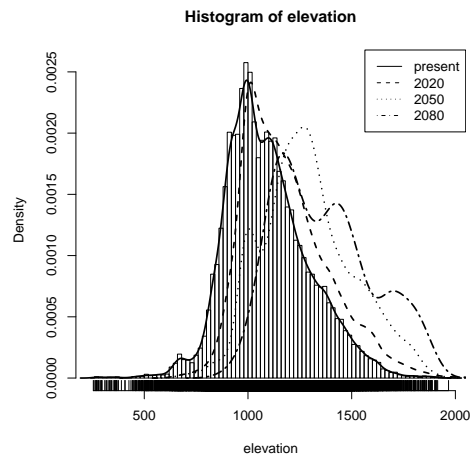


Figura 6.44: Evolución del área para el año 2080 respecto al presente, en el escenario A2 del CSIRO. En azul se muestra el área que es potencial tanto en el presente como en 2080 (área mantenida). En verde aparece el área que era potencial en el presente pero que no lo es en el futuro (disminución de área, extinciones) y en amarillo el área donde potencialmente podría vivir la especie en el 2080 pero que no es un hábitat potencial en el presente (área expandida, colonizaciones).

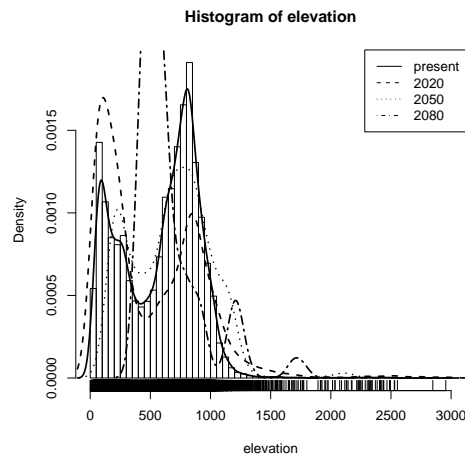
*Abies alba**Pinus sylvestris**Pinus uncinata**Castanea sativa**Fagus sylvatica**Quercus petraea*



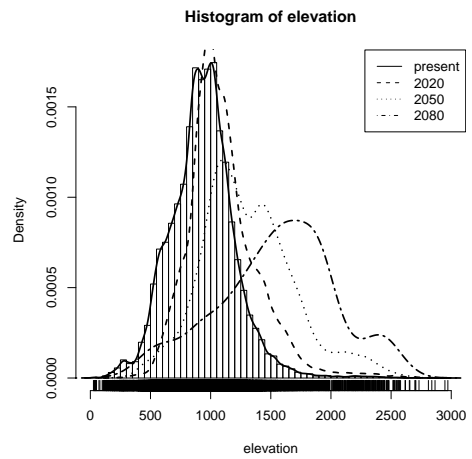
Quercus robur



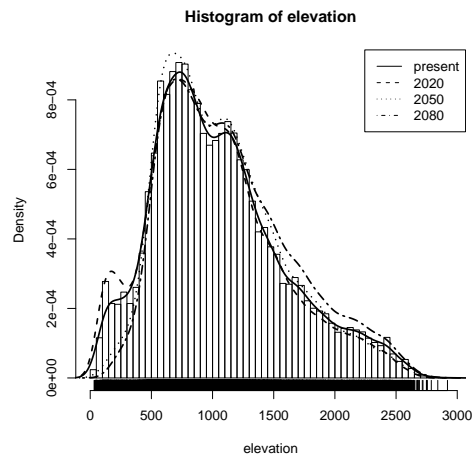
Juniperus thurifera



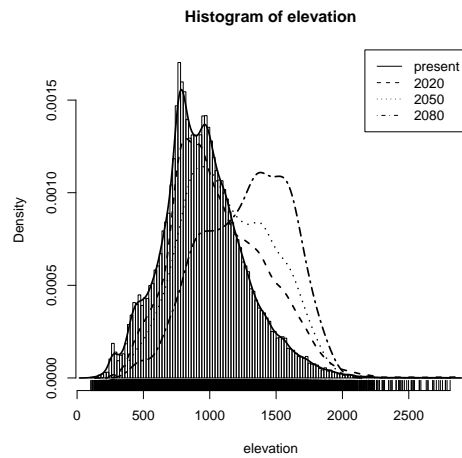
Quercus faginea subsp. broteroi



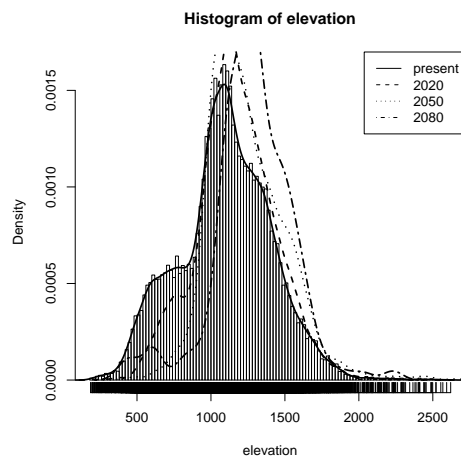
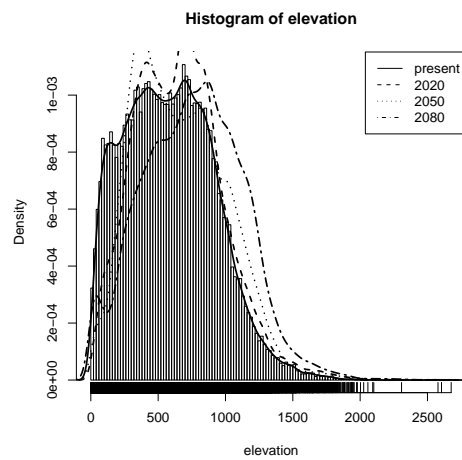
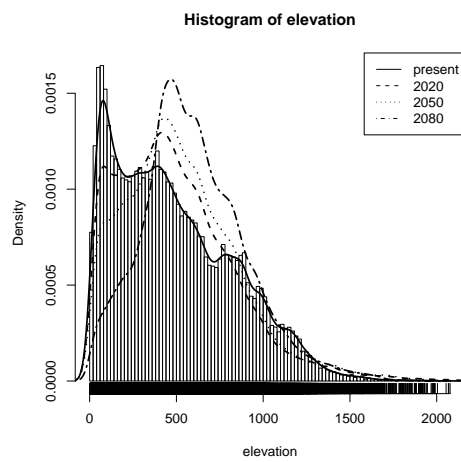
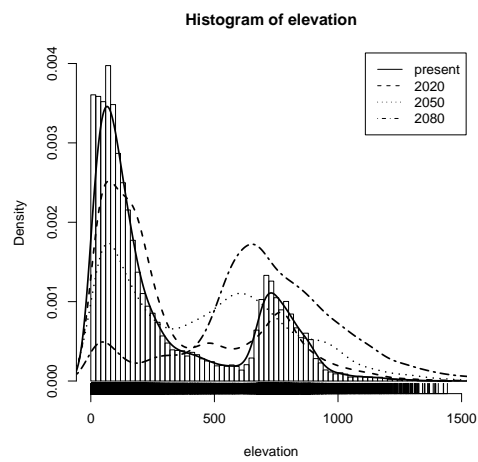
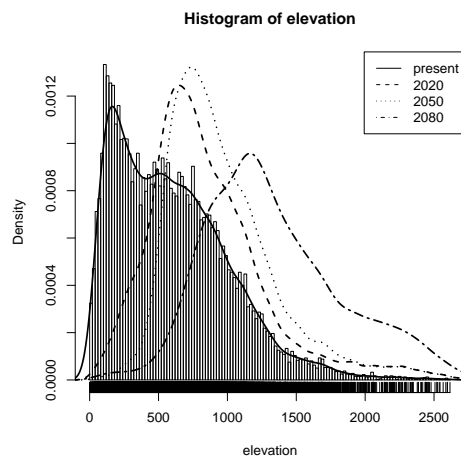
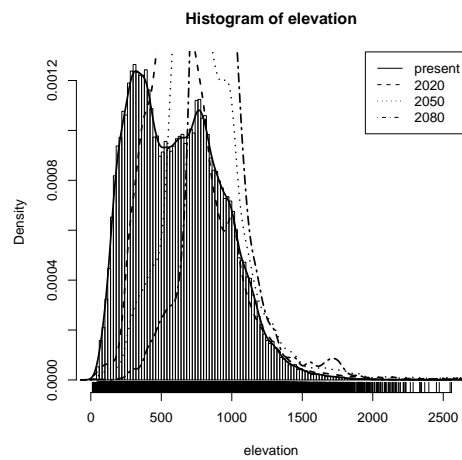
Quercus faginea subsp. faginea

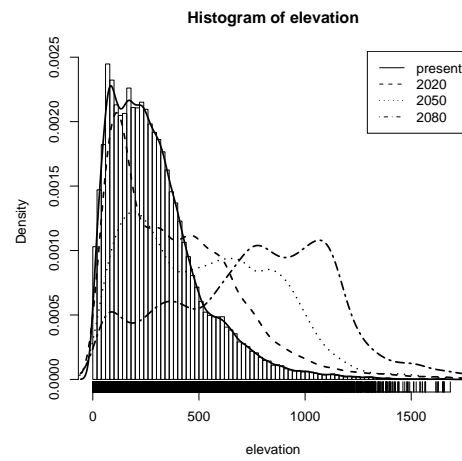


Quercus humilis



Quercus pyrenaica

*Pinus nigra**Pinus halepensis**Pinus pinaster**Pinus pinea**Quercus ilex subsp. ilex**Quercus ilex subsp. ballota*



Quercus suber

Figura 6.45: Migración vertical debida al efecto del cambio climático. Se muestra para todas las especies la densidad de las mismas frente a la altitud en los mapas potenciales generados para el presente, 2020, 2050 y 2080 del CSIRO A2.

A22080 B	ESPECIE	Mantenida		Aumentada		Reducida	
		área	%	área	%	área	%
BCM	<i>A. alba</i>	1502.72	8.95 %	72.00	0.43 %	15252.20	90.86 %
	<i>P. sylvestris</i>	400.74	1.24 %	535.11	1.66 %	31841.10	98.62 %
	<i>P. uncinata</i>	1173.48	8.45 %	71.75	0.52 %	12726.60	91.58 %
BPE	<i>C. sativa</i>	11258.30	21.59 %	20216.50	38.77 %	41378.90	79.36 %
	<i>F. sylvatica</i>	1359.85	3.68 %	1426.60	3.86 %	35751.20	96.69 %
	<i>Q. petraea</i>	782.73	2.87 %	128.75	0.47 %	26903.00	98.74 %
	<i>Q. robur</i>	12486.40	22.08 %	6474.87	11.45 %	45998.20	81.33 %
BS	<i>J. thurifera</i>	23.63	7.30 %	759.74	2.36 %	32263.60	99.99 %
	<i>P. nigra</i> subsp. <i>salzmanii</i>	9.88	0.04 %	455.24	1.66 %	27418.50	100 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>broteroi</i>	0.00	0.00 %	108.87	0.34 %	31949.00	100 %
	<i>Q. faginea</i> subsp. <i>faginea</i>	56.62	0.11 %	508.74	0.96 %	52710.50	99.90 %
	<i>Q. pubescens</i>	10346.80	66.16 %	995.61	6.37 %	5147.27	32.91 %
	<i>Q. pyrenaica</i>	323.49	0.52 %	628.11	1.02 %	61629.50	99.84 %
BM	<i>P. halepensis</i>	20392.7	28.33 %	23341.90	32.43 %	52392.10	72.79 %
	<i>P. pinaster</i>	20757.10	26.72 %	12739.10	16.40 %	58197	74.90 %
	<i>P. pinea</i>	220.75	0.51 %	2634.45	6.14 %	42719.00	99.55 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	2281.58	1.67 %	3394.31	2.49 %	134472.00	98.50 %
	<i>Q. ilex</i> subsp. <i>ilex</i>	2333.95	13.38 %	4576.16	26.23 %	15229.80	99.55 %
	<i>Q. suber</i>	2574.20	4.90 %	13564.70	25.82 %	50413.40	95.95 %

Cuadro 6.6: Área mantenida, aumentada y reducida (en kilómetros y en porcentaje) respecto al área potencial en el presente (Cuadro 4.2) de las especies en el escenario A2 para el año 2080. % = porcentaje del área, B=tipos de bosques, BCM=bosques de coníferas de montaña; BPE=bosques planocaducifolios europeos; BS=bosques submediterráneos; BM=bosques mediterráneos.

6.6. Tasa de cambio, Riqueza, Colonización y Extinción

Se calcularon las colonizaciones, extinciones locales, riqueza y tasa de cambio (*turnover*) de las especies para todas las líneas evolutivas A1, A2, B1 y B2 en el 2080 del CSIRO. Los resultados presentaban patrones similares para todas las líneas, encontrándose que el número de especies capaces de colonizar nuevos hábitats era ligeramente mayor en el escenario A1, mientras que el número de extinciones locales era ligeramente mayor para el escenario A2. Los mapas que se generaron para el escenario A2 se muestran en la figura 6.46. En ella, el patrón de extinciones locales coincide casi con la riqueza de especies para el presente, y el patrón de colonización con el patrón de riqueza de especies para el futuro.

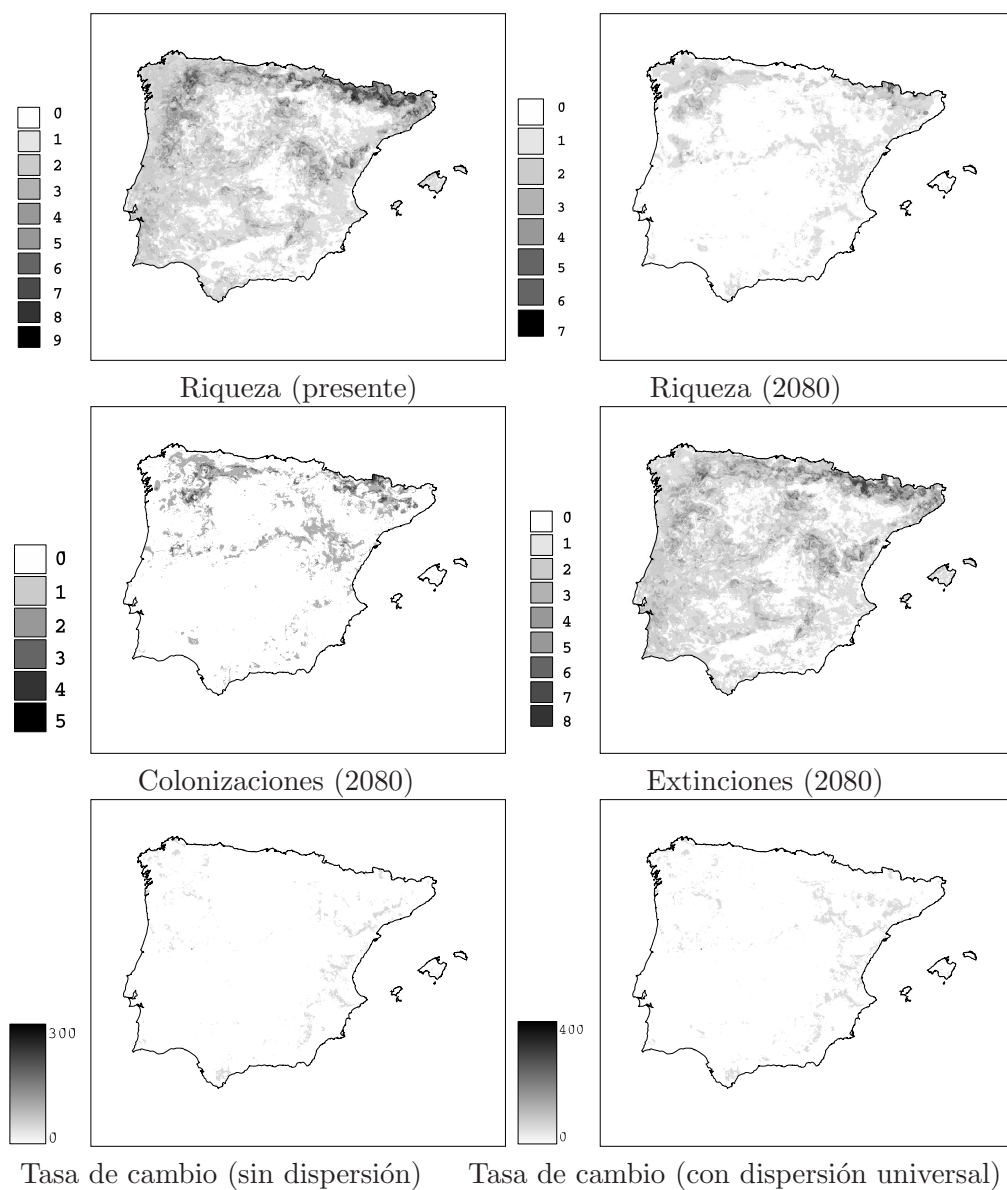


Figura 6.46: Riqueza en número de especies para el presente y el 2080, colonizaciones y extinciones en el 2080 (número de especies) y tasa de cambio en el 2080 asumiendo que no existe dispersión y con dispersión universal.

El valor de la tasa de cambio asciende a un 30 % cuando se asume que no existe dispersión y hasta un 40 % cuando se supone una dispersión universal.

6.7. Discusión

Los resultados expuestos aquí muestran la habilidad de las técnicas de aprendizaje automático para la predicción de hábitat de las especies en distintos escenarios de cambio climático. Además validan la capacidad del marco computacional diseñado para trabajar con gran cantidad de datos.

6.7.1. Limitaciones

Los modelos predictivos de hábitat de las especies presentan algunas limitaciones intrínsecas que han sido discutidas por diversos autores (ver, por ejemplo [194]). Estas limitaciones por tanto, tienen que ser tomadas en cuenta también en el estudio que se presenta aquí. Una de las limitaciones que hay que asumir es la suposición de que el mejor modelo calibrado para el presente será también el mejor calibrado para el futuro [128], donde no existe manera de calibrarlo.

Otras limitaciones vienen derivadas del uso de los escenarios climáticos futuros, los cuales presentan inherentemente gran incertidumbre. Para minimizar los problemas derivados de la incertidumbre de los escenarios, en este trabajo se eligieron todas las líneas del IPCC (A1, A2, B1 y B2) para la modelización. Otras estrategias para disminuir la incertidumbre de los escenarios climáticos es la de utilizar todas las proyecciones juntas en lo que se ha llamado *predicción por consenso* [128] [5], donde se usa un conjunto consensuado de todas las proyecciones. En este trabajo se consideró más apropiado el utilizar cada uno de los escenarios individualmente, porque de esta manera se conocía bajo que predicciones se estaba trabajando. Concretamente se ha observado como los escenarios generados utilizando los modelos climáticos del HadCM3 son mucho más restrictivos que los generados utilizando los modelos del CSIRO.

Otra importante limitación viene del hecho que no se ha recogido el total de las valencias ecológicas para muchas especies en la modelización [195]. Sin embargo, algunas de las especies utilizadas representan subpoblaciones ibéricas que difieren genéticamente de las europeas (como por ejemplo en el caso de las subpoblaciones de *Pinus sylvestris* [137] [138]), o el caso de *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*, endémico de la península Ibérica.

Para algunas especies, sin embargo, no se ha capturado el límite norte o sur de su distribución. Esta limitación puede ser menos importante para especies que encuentran en la Península el límite sur occidental de su distribución (*Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Abies alba* y *Pinus uncinata*), ya que todas las proyecciones predicen que el clima futuro será más cálido y seco. En la modelización actual se ha tenido en cuenta el límite sur de estas especies, donde actualmente experimentan sus máximas temperaturas y sequedad. El estudio de estas subpoblaciones es inherentemente interesante, por encontrarse en su margen sur de distribución [196]. Para las especies que alcanzan en su distribución el norte de África (*Juniperus thurifera*, *Quercus faginea* y *Quercus pyrenaica*) el problema es mayor, ya que probablemente los modelos generados en este trabajo

están sobreestimando la disminución del área debido a que no se incluye en la modelización los límites de temperatura y sequedad soportados actualmente por las especies. Sin embargo, los trabajos filogeográficos están demostrando que las especies mediterráneas reúnen una gran biodiversidad intraespecífica debido a la antigüedad de sus poblaciones que las convierte en poblaciones genéticamente únicas [19].

Además de las limitaciones anteriores también hay que tener en cuenta que existen, además del clima y la topografía otros condicionantes que afectarán presumiblemente a las distribuciones de las especies bajo el cambio climático predecido para el futuro. Entre ellas, se destacan los biológicos: la dispersión de las especies, la competencia interespecífica y la tasa de adaptación y de cambio que presente cada especie a los cambios bruscos climáticos. De los anteriores condicionantes, algunos se pueden más o menos fácilmente incluir en modelos espaciales acoplados a modelos de predicción de hábitat de las especies. Por ejemplo, existen estimas de la dispersión de las especies acopladas a modelos de predicción de hábitat [15] [197]. El último además incorpora un modelo de conectividad entre áreas fragmentadas producidas por el cambio climático.

6.7.2. Efectos del cambio climático futuro sobre las distribuciones de las especies

Los movimientos de las especies bajo el efecto del cambio climático futuro se espera que ocurran de una forma individual [198]. Pero los distintos tipos de bosques que actualmente ocupan los mismos hábitats, puede que presenten tendencias similares en sus movimientos. En este trabajo las modelizaciones se han realizado por este motivo de forma individual. Si bien, con el objetivo de detectar tendencias significativas en los grupos de vegetación se han mostrado los resultados obtenidos agrupados en los principales grupos de bosques.

Como tendencia general en este capítulo se ha detectado un efecto mayor (en términos de disminución de área de las especies) cuando se modelizaba utilizando los escenarios HadCM3 respecto a los del modelo CSIRO. Ambos modelos sin embargo, coinciden en los resultados que proporcionan para las distintas líneas evolutivas, siendo más agresivos los escenarios A1 y A2, especialmente este último. Los escenarios B1 y B2 resultan menos agresivos para 2080, y sin embargo para el 2050 predicen una mayor disminución del área de las especies que la línea A. Esto era esperable ya que se estima un incremento constante en la concentración de CO^2 hasta el 2050 [55] y una posterior estabilización para la línea B. Para la línea A, sin embargo, se predice un incremento constante hasta 2080. Otros estudios que utilizan las líneas evolutivas del IPCC [35] para predecir el movimiento de las especies ya habían detectado esta tendencia [191].

Bosques de coníferas de montaña

Este tipo de bosques presenta la más drástica y rápida disminución de su área, principalmente debido a la falta de zonas de suficiente altitud en la Península donde las especies pudieran migrar, con la excepción de las partes más altas pirenaicas. Algunos de estos bosques constituyen un acervo genético diferenciado del resto de Europa (por ejemplo *Pinus sylvestris* [137] [138]) y su extinción puede llevar a una pérdida de diversidad genética. Aunque se produjera esta pérdida, es esperable que estas especies pudieran sobrevivir en el Norte de Europa e incluso expandir su área a latitudes mayores.

Por tanto, las coníferas de montaña ibéricas estarían en una situación crítica en los próximos años. Su reducción de área a las partes altas de las montañas conduciría también a una mayor fragmentación del área de estas especies, dificultando así posibles migraciones de las mismas.

Estos resultados eran predecibles a la vista de los estudios de vegetación y cambio climático en los Alpes (revisado por Theurillat y Guisan [199]), donde también se produciría una migración vertical acusada en los lugares donde sea posible.

Bosques planocaducifolios europeos

El área de este tipo de bosques, típicamente norte europeos, alcanza su límite sur en las penínsulas mediterráneas, entre ellas la península Ibérica. Para estos bosques también se predice una disminución de área acusada, pero menor que para el caso de las coníferas de montaña. De acuerdo con los resultados de este estudio, los bosques planocaducifolios europeos son capaces de mayores desplazamientos altitudinales que los bosques de coníferas. Esto es debido a que los bosques planocaducifolios, en la península Ibérica, habitan en las laderas y en el fondo de valle de las montañas, por lo que serían capaces de desplazarse a mayores altitudes si el clima cambiase.

Al igual que ocurre con los bosques de coníferas, los estudios realizados a escala europea indican el desplazamiento latitudinal de estas especies hacia el norte del continente [10]. Pero, de nuevo, las poblaciones ibéricas son ecológica y taxonómicamente diversas, lo cual añade valor a su conservación. En la Península *Quercus robur* y *Quercus petraea* se encuentran en su límite sur occidental de distribución, con poblaciones compuestas de subespecies o variedades endémicas reconocidas para estos territorios (*Quercus robur* subsp. *estremadurensis* (O. Schwarz) A. Camus; *Quercus orocantabrica* Rivas Mart., Penas, Díaz y LLamas; *Quercus petraea* subsp. *huguetiana* Franco y López).

Los resultados además muestran el diverso comportamiento que tendrán las especies integrantes de los bosques planocaducifolios en respuesta al cambio climático. Y es que el cambio climático no afectará a la península Ibérica de una manera homogénea, por ejemplo se espera un mayor aumento de las temperaturas en las zonas continentales respecto a las periféricas [192]. Esta puede ser

la razón por la cual el área de distribución de *Quercus robur* y *Castanea sativa* disminuyan menos que las otras especies que componen los bosques atlánticos. Estas especies habitan principalmente el cuadrante noroccidental peninsular, bajo influencia atlántica. También en estos términos se puede explicar que *Fagus sylvatica* y *Quercus petraea* se comporten de forma distinta a los dos anteriores, ya que estas especies viven más bien en el cuadrante nororiental y actualmente son capaces de ocupar áreas más continentales que las otras dos.

Bosques submediterráneos

Los territorios submediterráneos se localizan en las zonas de transición entre las regiones biogeográficas Mediterránea y Eurosiberiana. La posición geográfica y la morfología de la península Ibérica favorecen la existencia de estos territorios, que ocupan parte de la mitad norte de la Península, así como algunas zonas de media montaña [200]. Las formaciones de bosques submediterráneos son muy importantes en el paisaje vegetal ibérico, y son únicos en el contexto europeo, ya que las especies que lo conforman o bien son exclusivamente ibéricas (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) o bien presentan distribuciones ibero-norte-africanas (*Juniperus thurifera*, *Quercus faginea*, *Quercus pyrenaica*). El cambio climático puede reducir considerablemente el área de estas zonas de transición submediterráneas, relegándolas a un estrecho cinturón en las montañas de la mitad norte de la Península [192].

Los resultados obtenidos aquí muestran una reducción drástica del área de los bosques submediterráneos. La única especie que parece escapar a esta tendencia es *Quercus pubescens*, que es la menos representativa de las especies submediterráneas de la Península [201]. Su área de distribución actual se encuentra principalmente en el centro y este de Europa, llegando sólo residualmente al noreste de España.

Se espera por tanto, un gran cambio en el paisaje vegetal debido a la pérdida de las especies submediterráneas ibéricas, lo que conllevaría además una gran pérdida de diversidad en el contexto europeo.

Bosques mediterráneos

La tendencia general encontrada en los bosques mediterráneos es a una menor disminución en su área de ocupación y un mayor porcentaje de área que es capaz de colonizar nuevos espacios respecto a otros tipos de bosques (Cuadro 6.6). Esto indica que, aunque sufran una disminución de área en futuro, podrán ser capaces de sobrevivir colonizando otros hábitats similares creados por el efecto del cambio climático (especialmente aquellas áreas que perderán los bosques submediterráneos). Las especies mediterráneas son aquellas que muestran una mayor capacidad de colonización en las modelizaciones realizadas en este trabajo. Se produce un aumento de área para el 2080 entre un 16 y un 33% (*Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Quercus suber*), que además

coincide con que son el grupo de especies que presenta una mayor área mantenida (hasta un 28 % mantiene su área en 2080 respecto al presente *Pinus halepensis*). Pero no todas las especies siguen esta tendencia. La distribución del área de *Quercus ilex* subsp. *ballota* se ve disminuida drásticamente, y esto supondría una tremenda pérdida de la masa forestal española, al ser esta especie una de las que presenta una mayor cobertura forestal en España [69].

La pérdida de los bosques mediterráneos podría estar desencadenada por la aridificación de la Península en un futuro, ya prevista dentro del proyecto PROMES [192]. Este proyecto prevee que el centro peninsular será mucho más seco que en la actualidad. En los resultados presentados en esta tesis, la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), la especie con mayor área de distribución (gran parte de ella continental), presenta una disminución considerable en su área de distribución. Esto podría estar delatando dos patrones en los comportamientos de las especies mediterráneas: las especies que habitan zonas más continentales, como la encina, podrían verse seriamente amenazadas por el cambio climático, mientras que las especies que viven en zonas menos continentales serían capaces de mantener parte de su área e incluso colonizar nuevo territorio, como ocurre con *Quercus suber*, *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis*.

6.7.3. Evolución del área

Los resultados obtenidos también indican una disminución general del área de todas las especies hasta el 2080, interrumpida sólo por los bosques de *Pinus halepensis* y *Quercus pubescens*, los cuales son capaces de aumentar sus áreas respecto al presente en las predicciones para el año 2050, pero esta tendencia revierte para el año 2080. Para la mayoría de las especies existe una clara tendencia a la disminución de sus áreas de distribución, llegando a un área de ocupación menor del 10 % en el 2080 (escenario A2) para un 65 % de las especies consideradas en este trabajo.

6.7.4. Colonizaciones, extinciones, riqueza y tasa de cambio

Además del conocimiento de las áreas de distribución de las especies en el futuro, es importante conocer y cuantificar donde las especies podrán potencialmente colonizar nuevas áreas y donde se extinguirán, así como los cambios en la riqueza y la tasa de cambio en el tiempo. Estudiando estos patrones pueden conocerse territorios donde potencialmente se producirán simplificaciones en la estructura de la vegetación. En este sentido, los mapas que se exponen en la figura 6.46 muestran algunas regiones de la Península que pueden resultar más afectadas por el efecto del cambio climático (escenario A2 en 2080). Según los resultados obtenidos, la riqueza de las especies se concentrará especialmente en

las áreas montañosas en el 2080. Estas regiones presentan a su vez, los valores más altos de extinciones y colonizaciones, apoyando la idea de que las migraciones altitudinales como respuesta al calentamiento global serán importantes en el futuro. El valor de la tasa de cambio (*turnover*) en el 2080, presenta valores más altos para las montañas del este peninsular y para la meseta norte. Es notable además la baja tasa de cambio que se presenta en los Pirineos. La utilidad del estudio de la tasa de cambio por efecto del cambio climático ha sido ya demostrado en estudios anteriores [128]. Donde un valor alto de la tasa de cambio se ha obtenido en estudios que tomaban en cuenta para la predicción especies en toda Europa [17] [128]. Para la península Ibérica los resultados difieren, encontrándose tasas de recambio menores, como consecuencia de tomar un área geográfica menor como área de estudio. Quizá los resultados peninsulares se adapten más a la realidad, ya que difícilmente se podrán producir desplazamientos a una escala continental en una escala temporal tan limitada (menos de 100 años).

En resumen, el efecto del cambio climático futuro sobre las distribuciones de los bosques ibéricos se pone de manifiesto en este estudio, que constituye el primer estudio regional focalizado en una península mediterránea. La drástica disminución de los bosques de coníferas de montaña, la disminución de las especies planocaducifolias europeas, la disminución de las áreas submediterráneas y el movimiento de las especies mediterráneas son estimadas mediante la modelización realizada en este trabajo. Esta disminución de la cobertura de los bosques ibéricos puede afectar no solo a la diversidad regional de la Península, sino que también constituye un impacto sobre la diversidad Europea. Es esperable que comportamientos parecidos de las especies ocurran en otras penínsulas mediterráneas de características similares a la Ibérica, donde el cambio climático puede conducir a la disminución de las áreas forestales.

Resumen y conclusiones

Resumen

En esta tesis se han presentado los mapas de vegetación potencial de 19 especies forestales en la península Ibérica. Dichos mapas se han realizado en distintos escenarios climáticos de presente, pasado y futuro. Las especies seleccionadas representan los principales tipos de bosques ibéricos: coníferas de montaña, los bosques templados planocaducifolios europeos, los bosques submediterráneos y los bosques mediterráneos.

La predicción de las áreas de distribución de las especies ha sido desarrollada en un marco de computación que ha permitido la automatización de todos los pasos utilizados para la predicción de especies. Se utilizaron tres técnicas predictivas basadas en el aprendizaje automático de datos: árboles de clasificación y regresión, redes neuronales y el algoritmo de random forest. Este último se utilizaba por primera vez para la predicción de especies. La precisión de las tres técnicas se midió mediante el área bajo la curva (AUC), resultando el algoritmo de random forest siempre el que presentaba mayores valores.

Todo el marco de modelización en particular, y en general toda la tesis, han sido desarrollados utilizando exclusivamente programas y recursos *open source*. El marco de computación utiliza básicamente GRASS y R, el primero para el análisis geográfico y el segundo para el estadístico.

Para poder conocer las evoluciones de las áreas de las especies en el tiempo en relación con el clima, se utilizaron escenarios climáticos que cubrían periodos climáticos claves para la predicción de las especies. Por ello se comenzó prediciendo las distribuciones de las especies en el último máximo glacial (21000BP) y se terminó con la predicción estimada para el 2080-2100 del IPCC. Los escenarios climáticos tanto del pasado como del futuro provienen de modelos de circulación atmosférica-oceánica desarrollados por distintos grupos. Se han utilizado varias simulaciones para disminuir la incertidumbre que presentan los escenarios climáticos, así mismo se han comparado los resultados obtenidos en la predicción según los escenarios que se utilizaran.

Los resultados obtenidos muestran los desplazamientos tanto altitudinales como latitudinales de las especies como respuestas a los cambios climáticos. Para las predicciones que se realizaron en el pasado la aparición de las especies concuerda con los datos obtenidos mediante el estudio del pólen fósil encontrado en la bibliografía. Esta tesis representa el primer estudio de áreas potenciales de las especies en el pasado utilizando modelos de circulación atmosférica. En los modelos generados durante el LGM las especies quedan relegadas a zonas más basales de las montañas y enclaves refugios. Las áreas potenciales durante la recuperación climática que se produjo en el 6000BP muestra un avance y aumento de las áreas de distribución de las especies, que presentan áreas de distribuciones muy similares a las actuales. Las áreas potenciales del presente continúan el aumento del área potencial respecto al 6000BP expandiéndose a zonas donde probablemente no existen en la actualidad debido al intenso uso antrópico que han sufrido algunas zonas. En el futuro las áreas de distribución de las especies

muestran una drástica disminución, siendo las especies submediterráneas las más afectadas en su área de ocupación. Este resultado es notable ya que además el submediterráneo ibérico es diverso del Europeo, y la posible pérdida de estas especies llevaría también a una pérdida considerable del acervo genético de las especies.

Los resultados presentados en esta tesis son novedosos para la península Ibérica, presentan el primer acercamiento al estudio de la potencialidad de especies en una península mediterránea. Los resultados generados para el futuro pueden ser utilizados en la conservación de áreas o especies que se hayan detectado como más vulnerables al cambio climático en los escenarios de futuro.

Conclusiones

Los escenarios de cambio climático

- Los modelos de circulación atmosférica del pasado (PMIP) utilizados en este trabajo (ECHAM3 y UGAMP) presentan grandes diferencias entre ellos cuando se utilizan para predecir las distribuciones de las especies en el pasado. Por ello es conveniente utilizar más de un escenario climático cuando se quiere evaluar su efecto sobre las distribuciones de las especies. Para los resultados obtenidos en el LGM las diferencias entre ellos son notables. Estas diferencias entre modelos disminuyen y su coherencia se hace mayor en los resultados obtenidos para el 6000BP.
- Los modelos de circulación atmosférica simulados para el futuro resultan la única herramienta de que se dispone para la predicción del cambio climático en el futuro. Presentan gran incertidumbre, y por ello se deben utilizar todas las líneas evolutivas y todos los modelos disponibles cuando se modeliza con ellos, para tener una visión de todos los supuestos de cambio climático predecidos por el IPCC. En la predicción de las especies de este trabajo, los escenarios A1 y A2 resultaron ser los más agresivos provocando una disminución mayor en el área potencial de las distribuciones de las especies en el futuro. En las predicciones obtenidas usando los escenarios B1 y B2 se producía una pérdida de área brusca hasta 2050 (donde estos escenarios presentan un pico de aumento del CO_2) para luego estabilizarse en el 2080. En cuanto a los modelos utilizados, las predicciones que fueron realizadas con los escenarios del HadCM3 fueron siempre más restrictivas en términos de ocupación de área de las especies que las que se generaron empleando los escenarios del CSIRO.

El marco de modelización

- El diseño de un marco de modelización eficaz posibilita y optimiza el estudio sistemático de las distribuciones de las especies. En este trabajo el

diseño además permite ser utilizado para posteriores trabajos de predicción de área de las especies, con independencia del área geográfica y de la resolución. El uso del sistema operativo Linux proporcionó grandes ventajas en el manejo de datos y en la conexión de varios programas.

- Las técnicas de aprendizaje automático son apropiadas para la predicción de hábitat de las especies cuando se utilizan muchos datos de partida. Dentro de las tres técnicas utilizadas en el marco de computación diseñado, el algoritmo de random forest presentaba siempre valores más altos, medidos mediante el AUC, que las redes neuronales y los árboles de regresión y clasificación. Estos últimos resultaron ser la técnica menos precisa para la mayoría de las especies. Los resultados por tanto validan el algoritmo de random forest utilizado para la predicción de especies.
- Los resultados de la modelización deben tomarse siempre teniendo en cuenta todas las limitaciones intrínsecas tanto de los modelos como de los datos de partida que se utilicen. En el desarrollo del marco de computación se han intentado solventar varios problemas tradicionales de la predicción, el primero es la capacidad para trabajar con gran cantidad de datos de una forma efectiva.

Las modelizaciones de los bosques en el presente

- Las áreas de distribución de las especies presentan ampliaciones respecto a sus áreas de distribución reales, esto es esperable debido al manejo que ha sufrido la península Ibérica a lo largo de los siglos. Las distribuciones potenciales de las especies indican por tanto, una mayor potencialidad climática de los bosques ibéricos respecto a sus áreas reales de distribución.

Las modelizaciones de los bosques en el pasado

- Se ha modelizado por primera vez utilizando los datos generados por los modelos de circulación atmosférica PMIP (ECHAM3 y UGAMP) generados para el pasado. Los mapas resultantes muestran gran coherencia con los resultados consultados en la bibliografía de yacimientos polínicos. Estos resultados validan de forma independiente los resultados obtenidos para el pasado. Además de la presencia validada de las especies se concluye que éstas han sufrido desde el LGM hasta la actualidad una acusada migración vertical. Este desplazamiento en altitud probablemente ha hecho posible que las especies pudieran habitar durante el máximo glaciario en estas latitudes.
- Los mapas potenciales generados apoyan el papel de la península Ibérica como refugio de flora durante el LGM. La utilidad de estos mapas radica por un lado en que se puede conocer de esta manera todo el área potencial

que pudieron ocupar en el pasado, y por otro lado, en que los mapas potenciales presentados pueden ayudar a la búsqueda de nuevos yacimientos donde sería probable encontrar determinadas especies. Los mapas predictivos generados para el 6000BP apoyan la idea de que esta época supuso una gran expansión en el área de ocupación de las especies en la península Ibérica.

Las modelizaciones de los bosques en el futuro

- La tendencia general del efecto del cambio climático sobre las especies es una acusada disminución en la distribución de todas las especies modelizadas en este trabajo para cualquiera de los escenarios climáticos.
- Los bosques de coníferas de montaña (*Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Abies alba*) presentan una disminución rápida de su área de distribución en los escenarios de cambio climático de futuro. Presentan pocos desplazamientos, tan sólo desplazamientos verticales hacia altitudes mayores en el Pirineo. Este grupo de especies se vería seriamente afectado por el calentamiento global bajo cualquiera de los escenarios A1, A2, B1 y B2.
- Los bosques planocaducifolios europeos (*Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* y *Quercus petraea*) sufren una disminución de su área de distribución bajo todos los escenarios de cambio climático del futuro utilizados. El cambio climático desplazaría hacia mayores altitudes en los sistemas montañosos a *Fagus sylvatica* y *Quercus petraea* especialmente, ocupando así parte del área donde actualmente viven bosques de coníferas de montaña.
- El mayor impacto del cambio climático en las distribuciones de las especies ocurre para las especies submediterráneas (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Juniperus thurifera* y *Quercus pubescens*), que a excepción de *Quercus pubescens* disminuyen su área de distribución llegando casi a la extinción en algunos casos. Este fuerte impacto en las áreas de distribución de las especies submediterráneas puede llevar a un gran cambio en el paisaje vegetal ibérico, donde disminuiría o se reduciría al mínimo la franja submediterránea, con toda la pérdida que supondría, al englobar algunas especies endémicas o quasi-endémicas.
- Los bosques mediterráneos presentan una mayor capacidad de permanencia bajo los escenarios del cambio climático generados. Además son capaces de colonizar nuevas áreas en el futuro. Sin embargo esta tendencia no es seguida por las especies más continentales como la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), siendo el efecto del calentamiento global más acusado en términos de disminución del área de ocupación. En concreto la pérdida

del territorio que demuestra la encina para el futuro supondría una fuerte pérdida de la cobertura forestal ibérica.

- Los patrones de colonizaciones, riqueza y extinciones encontrados para el 2080 en el escenario A2 muestran la importancia de las áreas de montaña en el futuro. Es en estas áreas donde se concentrarán los valores más altos de colonizaciones y extinciones. Estos datos ponen de manifiesto la importancia de las migraciones verticales asociadas a cambios en el clima.

Summary and Conclusions

Summary

This Thesis dissertation presents the potential vegetation maps of 19 iberian forest species. These maps have been generated for several present, past and future climatic scenarios. The 19 species chosen represent the main iberian forests: mountain coniferous forests, temperate deciduous forests, sub-Mediterranean and Mediterranean forests.

The predictive maps generated have been developed within an original computation framework that have allowed the automation of several steps. It gathered three predictive machine learning techniques: regression and classification trees, neural networks and the random forest algorithm. The latter algorithm has been used for the first time for predicting species distribution in this study. The techniques accuracy was measure by means of the area under the curve (AUC), resulting the random forest algorithm as the most accurate one.

The modelling framework has been developed on open source environments. It uses mainly GRASS for the geographical analysis and R for the statistical analysis.

In order to know the area evolution of the species over time in relation with climate, several climatic scenarios covering important events for species distributions have been used. The prediction of the species goes from the last maximum glacial (21000BP) to 2080-2100. Both past and future scenarios are global atmospheric-oceanic circulation developed by several research groups. To reduce the prediction uncertainties several climatic simulations have been used and compared in the modelling framework.

The results showed latitudinal and altitudinal species shifts under climate change. For the past, the species occurrence is supported by fossil pollen presences found in the literature. This Thesis dissertation represents the first study of the species potential areas for the past using general circulation models. The models generated for the LGM show a scarce area distributions in some foothills and refugia places. During the climatic optimum (6000BP) the area occupation increase rising almost the actual species distributions. The potential species distribution for the present are larger than the real ones, probably because of the anthropic land use. In the future, the species area distributions could suffer a drastic decrease, specially the submediterranean species. This could lead to a loss in the genetic pool of the species, because the iberian species differs from the european ones.

The results showed are new for the Iberian Peninsula, and they represent the first approach to study the species potentiality in a Mediterranean peninsula under climate change. They could be useful in applied biology, to desing conservation networks taken into account the species vulnerability to future global warming.

Conclusions

Climate change scenarios

- The general circulation models for the past (PMIP) used in this study (ECHAM3 and UGAMP) presented differences between them. This have to be taken into account when using them for predicting past species distributions. It is convenient to use more than one climatic scenario. The results obtained in this study show differences between both ECHAM3 and UGAMP models for the LGM that decreased and became more similar for climatic optimum species distributions.
- The general circulation models simulated for the future are the only available tool to predict future climatic changes. It is convenient to use all the storylines because of the great uncertainty presented by the IPCC scenarios when using them. In the modelling presented in this study, scenarios A1 and A2 were the most aggressive ones. They predicted a noteworthy species area decrease. The models generated using B1 and B2 scenarios predicted an abrupt area loss up to 2050 (where these scenarios present a CO_2 rise) with a stabilization for the 2080. The area species occupation obtained with the HadCM3 were allways more restrictive than the areas generated by the CSIRO models.

Modelling framework

- The desing of an efficient modelling framework enable and optimize the automatic study of the species distributions. Moreover, the design proposed in this study allows to be used in other prediction studies, and is independent from the geographic area and resolution of the data. The use of the Linux O.S. supply advantages to deal with the data bases and allows to easily connect several programmes and Linux capabilities.
- Machine learning techniques work properly for predicting habitat suitability models when using large datasets. Within the three techniques used in the modelling framework designed, the random forest algorithm presented allways higher AUC values than the neural networks and regression and classification trees. The latter were allways the less accurate technique for most of the species. The results showed in this study validate the random forest algorithm for predicting species distributions.
- The modelling results have to be taken carefully and being aware of the intrinsic limitations of the models and the input data. In the modelling framework developed the difficult to work with large datasets has been avoided by using machine learning techniques.

Present potential distributions

- The present potential distribution areas show a great area increase. This could be explained because of Iberian intensive land use over time. The potential distribution of the species point out a greater potentiality of the Iberian forests bigger than the one they actually have.

Past potential distributions

- The PMIP models have been used for the first time for predicting species distributions in the past. The resulting maps supported the fossil pollen literature. Besides, these results validate the potential maps obtained in this study. Moreover, a vertical migration of the species has been pointed out. This altitudinal movement could have allowed the presence of some species in the Iberian Peninsula during the LGM.
- The past potential maps generated support the Iberian Peninsula role as flora refugia during the LGM. Moreover, these maps could help in the search of new sites where could be probably to find new species fossils. The predicted maps for the climatic optimum support the species spread during this period in the Iberian Peninsula.

Future potential distributions

- The climate change general trend on the species distribution was an area occupation decrease for all the species in every storyline.
- The mountain coniferous forests (*Pinus sylvestris*, *Pinus uncinata* y *Pinus sylvestris*) presented a sudden area decrease in the future scenarios. They presented a reduce movements, only vertical migration to high altitudes in the Pyrenees. All these species could be seriously affected by global warming under all the storylines predictions: A1, A2, B1 and B2.
- The temperate European forests (*Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* y *Quercus petraea*) suffered an area increase under global warming predicted in all the scenarios used in this study. In the future, *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* could be shift to higher altitudinal ranges in the mountains, occupying the actual submediterranean habitats.
- Submediterranean species distributions are the ones more affected by the effects of global warming. *Pinus nigra* subsp. *salzmanii*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Quercus faginea* subsp. *faginea*, *Juniperus thurifera* decrease strongly its area occupation in the future, except *Quercus pubescens*. The strong impact suffering that could affect the submediterranean species distributions in the future can drive an important change in the Iberian landscape, with a great reduction of the submediterranean area, that could affect some endemic or quasi-endemic species.

- The Mediterranean forests are able to maintain more than the other forests its area distributions in the future under the predicted climate change. Besides they could colonize new areas in the future. However, this trend is not followed by all the more continental species as *Quercus ilex* subsp. *ballota*. This species area occupation loss may suppose a big decrease in the forested area of the Iberian Peninsula.
- Colonization, richness and extinction patterns found for 2080 under the A2 scenario show the important role of the mountain areas in the future. The mountain area would concentrate the higher colonization and extinction values. This gives away the importance of the vertical migration of species in relation with climate change.

Bibliografía

- [1] C. Parmesan and G. Yohe. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421:37–42, 2003.
- [2] G.R. Walther, E. Post, P. Convey, and T.J. Beebee et al. A. Menzel, C. Parmesan. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416:389–395, 2002.
- [3] J. Peñuelas, I. Filella, and P. Comas. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology*, 8(6):531–544, 2002.
- [4] A. Guisan and W. Thuiller. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8:993–1009, 2005.
- [5] M.B. Araújo, R.J. Whittaker, R.J. Ladle, and M. Erhard. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14:529–538, 2005.
- [6] M.B. Araújo, W. Thuiller, P.H. Williams, and R. Isabelle. Downscaling European species atlas to a finer resolution: implications for conservation planning. *Global Ecology and Biogeography*, 14:17–30, 2005.
- [7] A.J. Hansen, R.P. Neilson, V.H. Dale, C.H. Flater, L.R. Iverson, D.J. Currie, S. Shafer, R. Cok, and P.J. Bartlein. Global Change in Forests: Response of Species, Communities and Biomes. *BioScience*, 51:765–779, 2001.
- [8] S.L. Shafer, P.J. Bartlein, and R.S. Thompson. Potential changes in the distributions of western North America tree and scrub taxa under future climate scenarios. *Ecosystems*, 4:200–215, 2001.
- [9] T.P. Dawson R.G. Pearson, P.M. Berry, and P.A. Harrison. SPECIES: A Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecological Modelling*, 154:289–300, 2002.
- [10] W. Thuiller. BIOMOD - optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, 9:1353–1362, 2003.

- [11] L.R. Iverson and A.M. Prasad. Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs*, 68(4):465–485, 1998.
- [12] L.R. Iverson, A.M. Prasad, and M.W. Schwartz. Modelling potential future individual tree-species distribution in the eastern United States under a climate change scenario: a case study with *Pinus virginiana*. *Ecological Modelling*, 115:77–93, 1999.
- [13] J. Bollinger, F. Kienast, and N.E. Zimmerman. Risks of global warming on montane and subalpine forests in Switzerland - a modeling study. *Regional Environmental Change*, 1:99–111, 2000.
- [14] R.G. Pearson, T.P. Dawson, and C. Liu. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography*, 27:285–298, 2004.
- [15] M.W. Schwartz, L.R. Iverson, and A.M. Prasad. Predicting the Potential Future Distribution of Four Tree Species in Ohio Using Current Habitat Availability and Climatic Forcing. *Ecosystems*, 4:568–581, 2001.
- [16] J. Jalas and J. Suominen. Atlas Florae Europaeae - The committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki. 1972-1996.
- [17] M. Bakkenes, J.R.M. Alkemade, F. Ihle, R. Leemans, and B. Latour. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global Change Biology*, 8:390–407, 2002.
- [18] P. Taberlet and R. Cheddadi. Quaternary Refugia and Persistence of Biodiversity. *Science*, 297:2009–2010, 2002.
- [19] R.J. Petit, A. Hampe, and R. Cheddadi. Climate changes and tree phylogeography in the Mediterranean. *TAXON*, 54(4):877–885, 2005.
- [20] I.C. Prentice, D. Jolly, and BIOME6000 Participants. Mid-Holocene and glacial maximum vegetation geography of the northern continents and Africa. *Journal of Biogeography*, 27:507–519, 2000.
- [21] S. Harrison and I.C. Prentice. Climate and CO₂ controls on global vegetation distribution at the last glacial maximum: analysis based on paleovegetation data, biome modelling and paleoclimate simulations. *Global Change Biology*, 9:983–1004, 2003.
- [22] J.M. Laurent, A. Bar-Hen, L. François, M. Ghislain, and R. Cheddadi. Refining vegetation simulation models: from plant functional types to bioclimatic affinity groups of plants. *Journal of Vegetation Science*, 15:739–746, 2004.

- [23] S. Lavorel, J. Canadell, S. Rambal, and J. Terradas. Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7:157–166, 1998.
- [24] M. Bakkenes, B. Eickhout, and J.R.M. Alkemade. Impacts of different climate stabilisation scenarios on plant species in Europe. *Global Environmental Change*, 2006.
- [25] M.P. Robertson, C.I. Peter, M.H. Villet, and B.S. Ripley. Comparing models for predicting species' potential distributions: a case study using correlative and mechanism predictive modelling techniques. *Ecological Modelling*, 164:153–167, 2003.
- [26] W. Thuiller, J. Vayredo, J. Pino, S. Sabate, S. Lavorel, and C. Gracia. Large-scale environmental correlates of forest tree distribution in Catalonia (NE Spain). *Global Ecology and Biogeography*, 12:313–325, 2003.
- [27] P. Segurado and M.B. Araújo. Evaluation of methods for modelling species probabilities of occurrence. *Journal of biogeography*, 31:1555–1568, 2004.
- [28] GRASS Geographic Resources Analysis Support System <http://grass.itc.it>.
- [29] M. Neteler and H. Mitasova. OPEN SOURCE GIS: A GRASS GIS Approach. Second Edition. page 387. Kluwer Academic Publishers, 2004.
- [30] R Development Core Team (2004). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org/>.
- [31] R.S. Bivand. The GRASS package. page 29. 2004.
- [32] MPBA: Predictive Models for Biological and Environmental Data Analysis <http://mpa.itc.it/>.
- [33] Centro de Computación Científica. Universidad Autónoma de Madrid <http://www.uam.es/investigacion/servicios/computacion/>.
- [34] PMIP <http://www-lsce.cea.fr/pmip>.
- [35] IPCC <http://www.ipcc.ch>.
- [36] SRTM Shuttle Radar Topographic Mission <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm>.
- [37] H. Mitasova and L. Mitas. Interpolation by regularized spline with tension: Theory and implementation. *Mathematical geology*, 25:641–655, 1993.
- [38] P.A. Burrough and R.A. McDonnell. Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, New York, 1995.

- [39] O. Sánchez Palomares, F. Sánchez Serrano, and P. Carretero Carretero. *Modelos y Cartografía de estimaciones climáticas pluviométricas para España peninsular*. INIA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1996.
- [40] AGRIBASE <http://agricultura.isa.utl.pt/agricultura>.
- [41] S. Joussaume and K.E. Taylor. Status of the Paleoclimate Modeling Intercomparison Project (PMIP). Proceedings of the first international AMIP Scientific Conf, Monterey, CA. WCRP. pages 425–430. Monterey, 1995.
- [42] A.Jost, D. Lunt, M. Kageyama, A. Abe-Ouchi, O. Peyron, P.J. Valdes, and G. Ramstein. High-resolution simulations of the last glacial maximum climate over Europe: a solution to discrepancies with continental paleoclimatic reconstructions? *Climate Dynamics*, 24:577–590, 2005.
- [43] M. Kageyama, O. Peyron, S. Pinot, P.E. Tarasov, J. Guiot, S. Jousaume, and G. Ramstein. The last glacial maximum climate over Europe and western Siberia: A PMIP comparison between models and data. *Climate Dynamics*, 17:23–43, 2001.
- [44] M.R. Hoar, J.P. Palutikof, and M.C. Thorne. Model intercomparison for the present day, the mid-Holocene, and the Last Glacial Maximum over western Europe. *Journal of Geophysical Research*, 109:25. doi:10.1029/2003JD004161, 2004.
- [45] V. Masson, R. Cheddadi, P. Braconnot, S. Joussaume, D. Texier, and PMIP Participants. Mid-Holocene climate in Europe: what can we infer from PMIP model-data comparisons? *Climate Dynamics*, 15:163–182, 1999.
- [46] W. Peltier. Ice Age Paleotopography. *Science*, 265:195–2001, 1994.
- [47] W. Peltier. Time Dependent Topography Through Glacial Cycle. IBP PAGES/World Data Center-A for Paleotopography Data Contribution Series. 93-015. NOAA/NGDC. Paleoclimatology Program, Boulder CO, USA.
- [48] S. P. Harrison. Palaeoenvironmental data sets and model evaluation in PMIP, in Paleoclimate Modelling Intercomparison Project (PMIP) . Proceedings of the Third PMIP workshop (Braxonnot P., Ed.), La Huardiere, Canada. WCRP. page 925. Canada, 2000.
- [49] S. Joussaume and K.E. Taylor. The Paleoclimate Modeling Intercomparison Project (PMIP). Proceedings of the Third PMIP workshop (Braxonnot P., Ed.), La Huardiere, Canada. WCRP. page 925. Canada, 2000.
- [50] N.M.J Hall and P.J. Valdés. A GCM simulation of the climate 6000 years ago. *Journal of Climate*, 10:3–17, 1997.

- [51] B.W. Dong and P.J. Valdés. Simulations of the Last Glacial Maximum climates using general circulation models: Prescribed versus computed Sea Surface temperatures. *Climatic Dynamics*, 14:571–591, 1998.
- [52] M. Kajeyama, P.J. Valdés, G. Ramstein, C. Hewitt, and U. Wyputa. Northern Hemisphere Storm Tracks in Present Day and Last Glacial Maximum Climate Simulations: a Comparison of the European PMIP Models. *Journal of Climate*, 12:742–760, 1999.
- [53] J.J. Lowe and M.J.C. Walker. *Reconstructing Quaternary Environments* (2^a Ed.). Longman, 1997.
- [54] S. Lorenz, B. Gieger, P. Helbig, and K. Herterich. Investigating the sensitivity of the Atmospheric General Circulation Model ECHAM3 to paleoclimatic boundary conditions. *Geologische Rundschau*, 85(3):513–524, 1996.
- [55] N. Nakicenovic and R. Swart. Emission scenarios (2000) Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. page 570. Cambridge University Press, UK, 2000.
- [56] CSIRO Marine and Atmospheric Research <http://www.dar.csiro.au/earthsystems/index.html>.
- [57] H.B. Gordon and S.P. O’Farrell. Transient climate change in the CSIRO coupled model with dynamic sea ice. *Monthly Weather Review*, 125:875–907.
- [58] HadCM3 Model <http://www.cru.uea.ac.uk/link/>.
- [59] C. Gordon, C. Cooper, C.A. Senior, H. Banks, J.M. Gregory, T.C. Johns, J.F.B. Mitchell, and R.A. Wood. The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Center coupled model without flux adjustments. *Climate Dynamics*, 16:147–168, 2000.
- [60] HadCM3 Model <http://www.metoffice.com/research/hadleycentre/models>.
- [61] E. Sánchez, C. Gallardo, M.A. Gaertner, A. Arribas, and M. Castro. Future climate extreme events in the Mediterranean simulated by a regional climate model: a first approach. *Global and Planetary Change*, 44(1-4):163–180, 2004.
- [62] J.J. McCarthy, O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken, and K.S. White (Eds.). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation & Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). page 1000. Cambridge University Press, UK, 2001.

- [63] R.M. Cowling, P.W. Rundel, B.B. Lamont, and M.K. Arroyo. Plant diversity in mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology and Evolution*, 11:362–366, 1996.
- [64] C. Gómez-Campo and J. Malato-Béliz. The Iberian Peninsula. Plant Conservation in the Mediterranean area . page 269. Junk Publishers, Dordrecht, 1985.
- [65] F. Medail and P. Quezel. Hot-Spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84:112–127, 1997.
- [66] G.M. Hewitt. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68:87–112, 1999.
- [67] L. Ceballos. Mapa forestal de España: 1:400.000. Ministerio de Agricultura. Madrid. 1966.
- [68] J. Ruíz de la Torre (dir.). Mapa Forestal de España. Escala 1:200.000. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, 2001.
- [69] J. Maldonado, M. Benito Garzón, R. Sánchez de Dios, and H. Sáinz. Evolución reciente de las áreas de los bosques esclerófilos ibéricos. Cambios deducidos a partir de la cartografía forestal. En: La regeneración natural del bosque mediterráneo en la Península Ibérica. J. Charco (ARBA y DGCONA), 2002.
- [70] Inventario Florestal Nacional <http://www.dgrf.min-agricultura.pt/ifn/>.
- [71] A. Guisan and N.E. Zimmerman. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147–186, 2000.
- [72] N.H. Augustin, R.P. Cummings, and D.D. French. Exploring vegetation dynamics using logistic regression and multinomial logit model. *Journal of Applied Ecology*, 38:5, 2001.
- [73] A. Guisan, S.B. Weiss, and A.D. Weiss. GLM versus CCA spatial modelling of plant species distribution. *Plant Ecology*, 143:107–186, 1999.
- [74] J. Seoane, J. Bustamante, and R. Díaz-Delgado. Competing roles for landscape, vegetation, topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecological Modelling*, 171:209–222, 2004.
- [75] M. Luoto, J. Pöyry, R.K. Heikkinen, and K. Saarinen. Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography*, 14:575–584, 2005.

-
- [76] A. Lehmann, J.M.C. Overton, and J.R. Leathwick. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling*, 160:165–183, 2003.
- [77] J.R. Busby. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In C.R. Margules and M.P. Austin Eds. Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis. pages 64–68. CSIRO, Melbourne, 1991.
- [78] L.J. Beamount, L. Hughes, and M. Poulsen. Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species’ current and future distributions. *Ecological Modelling*, 186:250–269, 2005.
- [79] P.A. Walker and K.D. Cocks. HABITAT: a procedure for modeling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecology and Biogeography*, 1:108–118, 1991.
- [80] G. Carpenter, A.N. Gillison, and J. Winter. DOMAIN: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity Conservation*, 14:575–584, 2005.
- [81] A.H. Hirzel, J. Hausser, D. Chessel, and N. Perrin. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83(7):2027–2036, 2002.
- [82] E. Fleishman, R. Mac Nally, J.P. Fay, and D.D. Murphy. Modeling and predicting species occurrence using broad-scale environmental variables: an example with butterflies of the Great Basin. *Conservation Biology*, 15(6):1674–1685, 2001.
- [83] A.M. Ellison. Bayesian inference in ecology. *Ecology Letters*, 7(6):509–520, 2004.
- [84] D. Ottaviani, G.J. Lasinio, and L. Boitani. Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecological Modelling*, 179(4):417–443, 2004.
- [85] S.J. Phillips, R.P. Anderson, and R.E. Shapire. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231–259, 2006.
- [86] J.C. Duckworth, R.G.H. Bunce, and A.J.C Malloch. Vegetation gradients in Atlantic Europe: the use of existing phytosociological data in preliminary investigations on the potential effects of climate change on British vegetation. *Global Ecology and Biogeography*, 9:187–199, 2000.

- [87] F. Recknagel. Applications of machine learning to ecological modelling. *Ecological Modelling*, 146:303–310, 2001.
- [88] M.B. Araújo, R.G. Pearson, W. Thuiller, and M. Erhad. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11:1504–1513, 2005.
- [89] M.P. Vayssières, R.E. Richard, and B.H. Allen-Diaz. Classification trees: An alternative non-parametric approach for predicting species distribution. *Journal of Vegetation Science*, 11:679–694, 2000.
- [90] M. Debeljak, S. Dzeroski, K. Jerina, A. Kobler, and M. Adamic. Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elahus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. *Ecological Modelling*, 138:321–330, 2001.
- [91] J. Miller and J. Franklin. Modelling distribution of four vegetation alliances using generalized linear models and classification trees with spatial dependence. *Ecological Modelling*, 157:227–247, 2002.
- [92] S. Dzeroski and D. Drumm. Using regression trees to identify the habitat preference of the sea cucumber (*Holothuria leucospilota*) on Rarotonga, Cook Islands. *Ecological Modelling*, 170:219–226, 2003.
- [93] J. Seoane, L.M. Carrascal, C.L. Alonso, and D. Palomino. Species-specific traits associated to prediction errors bird habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, 185:299–308, 2005.
- [94] L. Breiman, J.H. Friedman, R.A. Olshen, and C.J. Stone. Classification and Regression Trees. page 368. Wadsworth, Belmont, 1984.
- [95] S. Lek and J.F. Guegan. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling*, 120:65–73, 1999.
- [96] M. Benito Garzón, F.J. Maldonado Ruiz, R. Sánchez de Dios, and H. Sainz Ollero. Predicción de la potencialidad de los bosques esclerófilos españoles mediante redes neuronales artificiales. *Graellsia*, 59(2-3):345–358, 2003.
- [97] A.P. Dedecker, P.L.M. Goethals, W. Gabriels, and N. de Pauw. Optimization of Artificial Neural Network (ANN) model design for prediction of macroinvertebrates in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium). *Ecological Modelling*, 174:161–173, 2004.
- [98] C. Bishop. Neural Networks for Pattern Recognition. page 482. Oxford University Press, Belmont, 1995.
- [99] A.T. Peterson, M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R.H. Buddemeier, and D.R.B. Stockwell. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, 416:7–14, 2002.

-
- [100] R.P. Anderson, D. Lew, and A.T. Peterson. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162:211–232, 2003.
- [101] M. Dudík, S.J. Phillips, and R.E. Shapire. A maximum entropy approach to species distribution modelling. Proc. of the Twenty-first 21st International Conference on Machine Learning. 2004.
- [102] M. Termansen, C.J. McClean, and C.D. Preston. The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distributions. *Ecological Modelling*, 192(3-4):410–424, 2006.
- [103] J.H. Holland. Adaptation in Natural and Artificial Systems: An Introductory Analysis with Applications to Biology, Control and Artificial Intelligence. University of Michigan Press. page 183. Ann Arbor, 1975.
- [104] L. Breiman. Random Forest. *Machine Learning*, 45:5–32, 2001.
- [105] M. Benito Garzón, R. Blazek, M.Ñeteler, R. Sánchez de Dios, H. Sáinz Ollero, and C. Furlanello. Machine learning models for predicting species habitat suitability: an example with *Pinus sylvestris* L. for the Iberian peninsula. *Ecological Modelling*, 2006.
- [106] A.M. Prasad, L.R. Iverson, and A. Liaw. New Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems*, 2006.
- [107] T. Therneau and E. Atkinson. An introduction to recursive partitioning using the rpart routine. Tech. Rep. 61, Section of Biostatistics. Mayo Clinic, Rochester, 1997.
- [108] W.N. Venables and B.D. Ripley. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. page 495. Springer, 2002.
- [109] J. Elith. Quantitative methods for modelling species habitat: comparative performance and an application to Australian plants. In Quantitative methods in conservation biology. Eds. Fersons and Burgman. Springer, New York, 2000.
- [110] B.A. Loiselle, C.A. Howell, C.H. Graham, J.M. Goerk, T. Brooks, K.G. Smith, and P.H. Williams. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology*, 17:1591–1600, 2003.
- [111] W. Thuiller, M.B. Araújo, and S. Lavorel. Generalized models versus classification tree analysis: a comparative study for predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science*, 14:669–680, 2003.

- [112] R. Shapire, Y. Freund, P. Bartlett, and W. Lee. Boosting the margin: A new explanation for the effectiveness of voting methods. *Annals of Statistics*, 26(5):1651–1686, 1998.
- [113] L. Breiman. Bagging Predictors. *Machine Learning*, 24:123–140, 1996.
- [114] Manual on setting up, using, and understanding random forest v3.1, 2002. http://www.stat.berkeley.edu/users/breiman/RandomForests/cc_home.htm.
- [115] A. Liaw and M. Wiener. Classification and regression by randomForest. *The newsletter of R project*, 2/3:18–22, 2002.
- [116] B. Efron. Estimating the error rate of a prediction rule: improvements on cross-validation. *Journal of the American Statistical Association*, 78:316–331, 1983.
- [117] C. Furlanello, M. Neteler, S. Merler, S. Menegon, S. Fontanari, A. Donini, A. Rizzoli, and C. Chemini. GIS and the Random Forest Predictor: Integration in R for Tick-borne Disease Risk Assessment. In K. Hornik and F. Leisch Eds. Proc. DSC-03 International Workshop on Distributed Statistical Computing. Vienna, Austria, 2003.
- [118] R.L. Lawrence, S.D. Wood, and R.L. Sheley. Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote Sensing of Environment*, 100 (3):356–362, 2006.
- [119] M.R. Segal. Machine Learning Benchmarks and Random Forest Regression. http://repositories.cdlib.org/cbmb/bench_rf-regn, page 16, 2004.
- [120] W.S. McCulloch and W. Pitts. A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, 5:115–133, 1943.
- [121] A.H. Fielding and J.F. Bell. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence model. *Environmental Conservation*, 24:38–49, 1997.
- [122] S. Manel, H.C. Williams, and S.J. Ormerod. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38:921–931, 2001.
- [123] J.M. McPherson, W. Jetz, and D.J. Rogers. The effects of species’ range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology*, 41:811–823, 2004.
- [124] C. Liu, P.M. Berry, T.P. Dawson, and R.G. Pearson. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28:385–393, 2005.

- [125] R.A. Monserud and R. Leemans. Comparing global vegetation maps with the kappa statistics. *Ecological Modelling*, 62:275–293, 1992.
- [126] R.J. Whittaker, K.J. Willis, and R. Field. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28:453–470, 2001.
- [127] P. Koleff and K.J. Gaston. The relationships between local and regional species richness and spatial turnover. *Global Ecology and Biogeography*, 11:363–375, 2002.
- [128] W. Thuiller. Patterns and uncertainties of species’ range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10:2020–2027, 2004.
- [129] S. Rivas-Martínez. Memoria y mapa de series de vegetación de España. ICONA, Madrid, 1987.
- [130] M.Ñinyerola Casals. Modelització climàtica mitjançant tècniques SIG i la seva aplicació a l’anàlisi quantitativa de la distribució d’espècies vegetals a l’Espanya peninsular. Tesis Doctoral Inédita. Universitat Autònoma de Barcelona, 2000.
- [131] M. Rouget, D.M. Richardson, S. Lavorel, J. Vayreda, C. Gracia, and S.Z. Milton. Determinants of distributions of six *Pinus* species in Catalonia, Spain. *Journal of Vegetation Science*, 12:491–502, 2001.
- [132] S. del Río and A. Penas. Potential distribution of semi-deciduous forests in Castile and Leon (Spain) in relation to climatic variations. *Plant Ecology*, In press, 2006.
- [133] C. Ordoñez, J. Taboada, F. Bastante, J.M. Matías, and A. M. Felicísimo. Learning Machines Applied to Potential Forest Distribution. *Environmental Management*, 35(1):109–120, 2005.
- [134] R. Retuerto and A. Carballeira. Estimating plant responses to climate by direct gradient analysis and geographic distribution analysis. *Plant Ecology*, 170:185–202, 2004.
- [135] A. Farjón. Pines. Drawing and descriptions of the genus *Pinus*. E.J. Brill (eds.). page 220. Leiden, The Netherlands, 1984.
- [136] J.L. Ruby. The correspondence between genetic, morphological and climatic variation pattern in Scotch Pine. *Silvae Genetica*, 16:50–56, 1967.
- [137] W. Prus-Glowacki and B.R. Stephan. Genetic variation of *Pinus sylvestris* from Spain in relation to other European populations. *Silvae Genetica*, 43:7–14, 1994.

- [138] W. Prus-Glowacki, B.R. Stephan, E. Brujas, R. Alía, and A. Marciniak. Genetic differentiation of autochthonous populations of *Pinus sylvestris* (Pinaceae) from the Iberian peninsula. *Plant Systematics and Evolution*, 239:55–66, 2003.
- [139] F. Martínez García. Los bosques de *Pinus sylvestris* del Sistema Central Español. Distribución, historia, composición florística y tipología. DS Thesis. INIA serie forestal, n^o1. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. page 701. Madrid, 1999.
- [140] D.M. Moore, B.G. Lees, and S.M. Davey. A new method for predicting vegetation distributions using decision tree analysis in a geographical information system. *Journal of Environmental Management*, 15(1):59–71, 1991.
- [141] G. De’Ath and K.E. Fabricius. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81(11):3178–3192, 2000.
- [142] M. Linderman, J. Liu, J. Qi, L. An, Z. Ouyang, J. Yang, and T. Tan. Using artificial neural networks to map the spatial distribution understory bamboo from remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, 25(9):1685–1700, 2004.
- [143] M. Caudill. Neural Networks training trips and techniques. *AI Expert*, 6(1):56–61, 1991.
- [144] M. Costa Tenorio, M. García Antón, C. Morla Juaristi, and H. Sainz Ollero. La evolución de los bosques de la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. *Ecología*, 1:31–58, 1990.
- [145] M. García Antón, F. Franco Múgica, J. Maldonado Ruiz, C. Morla Juaristi, and H. Sáinz Ollero. New data concerning the evolution of the vegetation in Lillo Pinewood (León, Spain). *Journal of Biogeography*, 26:929–934, 1997.
- [146] F. Franco Múgica, M. García Antón, J. Maldonado Ruiz, C. Morla Juaristi, and H. Sainz Ollero. The Holocene history of *Pinus* forests in the Spanish Northern Meseta. *Holocene*, 11(3):343–358, 2001.
- [147] F. Franco Múgica, M. García Antón, and H. Sainz Ollero. Vegetation dynamics and human impact in the Sierra of Guadarrama, Central System, Spain. *Holocene*, 8(1):69–82, 1998.
- [148] J. Baonza. Algunas plantas de interés del Sistema Central. Nuevas citas guadarrámicas y revisión corológica. *Ecología*, 18:215–224, 2004.

- [149] O. de Bolós. Le territoire subméditerranéen et le territoire carpetano-atlantique dans la Péninsule Ibérique. *Botanica Helvetica*, 95(1):13–17, 1985.
- [150] J.J. Ibáñez, B.L. Valero Garcés, and C. Machado. El paisaje mediterráneo a través del espacio y del tiempo. Implicaciones en la desertificación. Geofoma Ediciones, Logroño, 1997.
- [151] M. García Antón, J. Maldonado, C. Morla, and H. Sáinz Ollero. Fitogeografía histórica de la Península Ibérica (cap.4. En): La Diversidad Biológica en España (Eds. Pineda, de Miguel, Casado and Montalvo). pages 45–63. Pearson, Madrid, 2002.
- [152] L. Villar, J.A. Sesé, and J.V. Fernández. Atlas de la flora del pirineo aragonés. Consejo de Protección de la naturaleza de Aragón. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca, 1997.
- [153] P. Font Quer. Geografía de España y Portugal. Tomo II: La vegetación. Mantaner y Simón, Barcelona, 1954.
- [154] O. Bolós. Comunidades vegetales de las comarcas próximas al litoral situadas entre los ríos Llobregat y Segura. Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona. Monográfico 38, Barcelona, 1967.
- [155] R. Folch. La vegetació dels Països catalans. Ketres, Barcelona, 1981.
- [156] T. Webb. The appearance and disappearance of major vegetational assemblages: long-term vegetational dynamics in eastern North America. *Vegetatio*, 69:177–187, 1987.
- [157] M.B. Davis. Ecology and palaeoecology begin to merge. *Trends in Ecology and Evolution*, 9:357–358, 1994.
- [158] K.D. Bennett, P.C. Tzedakis, and K.J. Willis. Quaternary Refugia of north European trees. *Journal of Biogeography*, 18:103–115, 1991.
- [159] G.M. Hewitt. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature*, 405:907–913, 2000.
- [160] P. Taberlet, L. Fumagalli, A.G. Wust-Saucy, and J.F. Cossons. Comparative phylogeography and postglacial colonisation routes in Europe. *Molecular Ecology*, 7:453–464, 1998.
- [161] P.C. Tzedakis, I.T. Lawson, M.R. Frogley, G.M. Hewitt, and R.C. Preece. Buffered Tree Population Changes in a Quaternary Refugium: Evolutionary Implications. *Science*, 297:2044–2047, 2002.

- [162] N. Roberts, T. Stevenson, B. Davis, R. Cheddadi, S. Brewster, and A. Rosen. Holocene climate, environment and cultural change in the circum-mediterranean region. In Wattarbee et al (Eds.) *Past Climate Variability through Europe and Africa*. pages 343–361. Springer, Dordrecht, The Netherlands, 2004.
- [163] B. Huntley and H.J.B. Birks. *An Atlas of past and present pollen maps for Europe:0-10000 years ago*. Cambridge University Press, Cambridge, 1983.
- [164] K.J. Willis and R.J. Whittaker. The Refugial Debate. *Science*, 287(5457):1406–1407, 2000.
- [165] J.Ñi, S.P. Harrison, I.C. Prentice, J.E. Kutzbach, and S. Sitch. Impact of climate variability on present and Holocene vegetation: A model-based study. *Ecological Modelling*, 191(3-4):469–486, 2006.
- [166] B.F.N. Erasmus, A.S. Van Jaarsveld, S.L. Chown, M. Kshatriya, and K.J. Wessels. Vulnerability of South African animal taxa to climate change. *Global Change Biology*, 8:679–693, 2002.
- [167] I.C. Prentice, J. Guiot, and S.P. Harrison. Mediterranean vegetation, lake levels and paleoclimate at the Last Glacial Maximum. *Nature*, 360:658–660, 1992.
- [168] B. Huntley and T. Webb. *Vegetation History*. page 803. Kluwer, 1988.
- [169] I. Figueiral and J.F. Terral. Late Quaternary refugia of Mediterranean taxa in the Portuguese Estremadura: charcoal based palaeovegetation and climatic reconstruction. *Quaternary Science Review*, 21:549–558, 2002.
- [170] J.S. Carrión. Dialectic with climatic interpretations of Late-Quaternary vegetation history in Mediterranean Spain. *Journal of Mediterranean Ecology*, 2:145–156, 2001.
- [171] M.C. Peñalba. The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology*, 82:815–832, 1994.
- [172] A. Pons and M. Reille. The Holocene and upper Pleistocene pollen record from Padul (Granada, Spain): a new study. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 66:243–263, 1988.
- [173] I. Figueiral and C. Carcaillet. A review of Late Pleistocene and Holocene biogeography of highland Mediterranean pines (*Pinus type sylvestris*) in Portugal, based on wood charcoal. *Quaternary Science Reviews*, 24:2466–2467, 2005.
- [174] J.S. Carrión. Patterns and processes of Late Quaternary environmental change in a montane region of southwestern Europe. *Quaternary Science Reviews*, 21:2047–2066, 2002.

- [175] M. Costa Tenorio, C. Morla, and H. Sainz Ollero (Ed.). Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica. page 572. Planeta, Barcelona, 1997.
- [176] P. Ramil-Relgo, M. Rodríguez-Gutián, and C. Muñoz Sobrino. Sclerophyllous vegetation dynamics in the north of the Iberian peninsula during the last 16000 years. *Global Ecology and Biogeography*, 7:335–351, 1998.
- [177] J. Pantaleón-Cano, Y. Errikarta-Imanol, R. Pérez-Obiol, and J.M. Roure. Palynological evidence for vegetational history in semi-arid areas of the western Mediterranean (Almería, Spain). *The Holocene*, 13(1):109–119, 2003.
- [178] M. Konnert and F. Bergmann. The geographical distribution of genetic variation of silver fir (*Abies alba*, Pinaceae) in relation to its migration history. *Plant Systematics and Evolution*, 196:19–30, 1995.
- [179] S. Dumolin-lapègue, B. Demesure, S. Fineschi, V. Le Corre, and R.J. Petit. Phylogeographic structure of white oaks throughout the European continent. *Genetics*, 146:1475–1487, 1997.
- [180] M. Olalde, A. Herrán, S. Espinel, and P.G. Goicoechea. White oaks phylogeography in the Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management*, 156:89–102, 2002.
- [181] R.J. Petit, U.M. Csaikl, S. Bordács, K. Burg, E. Coart, J. Cottrell, B. van Dam, J.D. Deans, S. Dumolín-Lapègue, S. Fineschi, R. Finkeldey, A. Gyllies, I. Glaz, P.G. Goicoechea, J.S. Jensen, A.O. Köning, A.J. Lowe, S.F. Madsen, G. Mátyás, R.C. Munro, M. Olalde, M-H. Pemonge, F. Popescu, D. Slade, H. Tabbener, D. Turchini, S.G.M. de Vries, B. Ziegenhagen, and A. Kremer. Chloroplast DNA variation in European white oaks Phylogeography and patterns of diversity based on data from over 2600 populations. *Forest Ecology and Management*, 156:5–26, 2002.
- [182] U. López de Heredia, Pilar Jiménez, Pedro Díaz-Fernández, and Luis Gil. The Balearic Islands: a reservoir of cpDNA genetic variation for evergreen oaks. *Journal of Biogeography*, 32:939–949, 2005.
- [183] J.J. Robledo-Arnuncio, C. Collada, C. Alía, and L. Gil. Genetic structure of montane isolates of *Pinus sylvestris* L. in a Mediterranean refugial area. *Journal of Biogeography*, 32:595–600, 2005.
- [184] T.L. Root, J.T. Price, K.R. Hall, S.H. Schneider, C. Rosenzweig, and J.A. Pounds. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421:57–60, 2003.
- [185] L. Hughes. Biological consequences of global warming: is the signal already?. *Trends in Ecology and Evolution*, 15:56–61, 2000.

- [186] D.J. Currie. Projected Effects of Climate Change on Patterns of Vertebrate and Tree Species Richness in the Conterminous United States. *Ecosystems*, 4:216–225, 2001.
- [187] R.T. Watson, M.C. Zinyowera, and R.H. Moss (Eds.). The Regional Impacts of Climate Change: An Assessment of Vulnerability. A special Report of IPCC Working Group II. page 571. Cambridge University Press, UK, 1997.
- [188] F. Keller, F. Kienast, and M. Beniston. Evidence of response of vegetation to environmental change on high-elevation sites in the Swiss Alps. *Regional Environmental Change*, 1:70–77, 2000.
- [189] M. Gitay, A. Suárez, R.T. Watson, and D.J. Dokken. Climate Change and Biodiversity. IPCC. page 85. Geneva, Switzerland, 2002.
- [190] C.D. Thomas, A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beamont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. De Siquiera, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. Van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O. Phillips, and S.E. Williams. Extinction Risk from climate change. *Nature*, 427:145–148, 2004.
- [191] W. Thuiller, S. Lavorel, M.B. Araújo, M.T. Sykes, and I.C. Prentice. Climate Change threats to plant diversity in Europe. *Proceeding of the National Academy of Sciences*, 102:8245–8250, 2005.
- [192] J.M. Moreno Rodríguez. Principales Conclusiones de la Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente. page 39. Madrid, 2005.
- [193] U. Cubash, H. Storch, J. Wastewitz, and E. Zorita. Estimates of climate change in Southern Europe derived from dynamical climate model output. *Climate Research*, 7:129–149, 1996.
- [194] R.G. Pearson and T.P. Dawson. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12:361–372, 2003.
- [195] W. Thuiller, L. Brotons, M.B. Araújo, and S. Lavorel. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography*, 27:165–172, 2004.
- [196] A. Hampe and R.J. Petit. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8(5):461–467, 2005.
- [197] G. del Barrio, P.A. Harrison, P.M. Berry, N. Butt, M.E. SanJuan, R.G. Pearson, and T. Dawson. Integrating multiple modelling approaches to

- predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environmental Science and Policy*, 9:129–147, 2006.
- [198] F.S. Chapin, T.V. Callaghan, Y. Bergeron, M. Fukuda, J.F. Johnstone, G. Juday, and S.A. Zimov. Global Change and the Boreal Forest: Thresholds, Shifting States or Gradual Change. *Ambio*, 33:361–365, 2004.
- [199] J.P. Theurillat and A. Guisan. Potential Impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic Change*, 50:77–109, 2001.
- [200] P. Ozenda. Végétation du continent européen. page 271. Delachaux et Niestlé, Paris, 1994.
- [201] R. Sánchez de Dios, M. Benito Garzón, and H. Sáinz Ollero. Hybrid zones between two European oaks: A plant community approach. *Plant Ecology*, DOI 10.1007/s11258-006-9136-1, 2006.

Apéndice A

Articles

- **Benito Garzón, M., Blazek, R., Neteler, M., Sánchez de Dios, R., Sáinz Ollero, H., Furlanello, C.** (2006). Predicting habitat suitability with machine learning models: The potential area of *Pinus sylvestris* L. in the Iberian Peninsula. *Ecological Modelling*.
- **Benito Garzón, M., Sánchez de Dios, R., Sáinz Ollero, H.** (in review) The evolution of the *Pinus sylvestris* L. area in the Iberian Peninsula from the last maximum glacial (21000BP) to 2100 under climate change. *Journal of Biogeography*.
- **Benito Garzón, M., Sánchez de Dios, R., Sáinz Ollero, H.** (in review) Effects of climate change on the distributions of Iberian forests. *Global Ecology and Biogeography*
- **Benito Garzón, M., Sánchez de Dios, R., Sáinz Ollero, H.** (in prep.) Modelling past Iberian forest distributions and flora refugia detection in the Last Maximum Glacial (21000 years BP) and Mid-Holocene (6000 years BP).

